

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

EFFET DE PLANTATIONS DE BANDES RIVERAINES D'ARBRES SUR
L'ABONDANCE ET LA RÉPARTITION DE LA FAUNE AQUATIQUE DANS
DES RUISSEAUX DÉGRADÉS DE MILIEUX AGRICOLES DANS LES
CANTONS-DE-L'EST

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
AZADE SIMAVI

DÉCEMBRE 2012

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je souhaite adresser mes remerciements et ma gratitude les plus sincères à tous ceux qui, par leur enseignement, leur soutien et leurs conseils, ont contribué à l'élaboration de ce magnifique projet et de ce mémoire.

Premièrement, ma reconnaissance va à Monsieur Daniel Gagnon, en tant que directeur de ce projet. Je suis très honorée d'avoir eu votre confiance pour travailler avec vous. Je vous remercie d'avoir toujours été disponible tout au long de la réalisation de ce mémoire, ainsi que pour votre inspiration, votre écoute attentive et votre vaste connaissance de l'écologie, qui m'a permis de poursuivre mon travail de recherche dans un esprit scientifique rigoureux. Merci aussi pour tout le temps que vous avez consacré aux multiples relectures et à vos précieuses corrections.

Mes remerciements s'adressent également à Monsieur Benoit Truax, mon codirecteur, pour sa disponibilité, ses conseils, son aide sur le terrain et sa bonne humeur. Merci pour votre énergie positive et votre humour qui ont enrichi nos journées. Je vous remercie également pour votre générosité et votre patience lorsqu'on a utilisé votre jardin comme atelier. Mille mercis pareillement à France Lambert, pour toutes les procédures associées à ce projet.

Denis Pageault, Marie-Christine Bellemare et Justine Schoeb, je vous remercie pour votre aide lors de la pêche électrique, ainsi que votre aide sur le terrain et votre bonne compagnie.

Merci à Jenna Jacobs pour son aide avec les analyses statistiques. Je remercie également Julien Arsenault, du laboratoire d'analyse du Groupe de recherche

interuniversitaire en limnologie et en environnement à l'UQAM, pour les analyses d'eau et le prêt d'appareils.

Je souhaite également remercier M. Marcel Beauregard, Mme Carole Vincent, M. Jacques Lamontagne et M. Maurice Richer de nous avoir donné accès à leurs terrains.

Je tiens à remercier le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec pour sa contribution au financement du projet. Je désire remercier la Fiducie de recherche sur la forêt des Cantons-de-l'Est pour la bourse accordée.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
RÉSUMÉ	ix
1. INTRODUCTION	1
1.1 Facteurs de dégradation des ruisseaux en milieu agricole	1
1.2 L'effet des bandes riveraines d'arbres sur la qualité de l'eau et l'habitat de la faune aquatique	4
1.3 La faune ichthyenne en Estrie.....	7
1.4 Problématique de l'étude	8
1.5 Objectifs et hypothèses	11
2. MÉTHODES	13
2.1 Description de la région et des sites d'étude	13
2.2 Échantillonnage des organismes aquatiques	17
2.2.1 Poissons, salamandres et écrevisses	17
2.2.2 Benthos	19
2.3 Échantillonnage et mesure des variables physico-chimiques de l'eau	21
2.3.1 Qualité de l'eau	21
2.3.2 Caractérisation physique de l'habitat.....	22
2.4 Analyses des données	24
3. RÉSULTATS	26
3.1 Analyses de variance	26
3.1.1 Facteurs écologiques	26

3.1.2 Espèces	29
3.2 Ordinations.....	35
3.2.1 Analyse en composantes principales (ACP).....	35
3.2.2 Analyse par cadrage multidimensionnel non-métrique (CMDN)	36
4. DISCUSSION	45
4.1 Facteurs environnementaux associés aux milieux	45
4.1.1 Caractéristiques du cours d'eau	45
4.1.2 Caractéristiques de l'eau	46
4.1.3 Caractéristiques du substrat.....	48
4.2. Espèces associées aux milieux.....	48
4.2.1 Invertébrés	48
4.2.2 Vertébrés	49
4.3 Facteurs environnementaux associés aux sites	52
4.3.1 Caractéristiques du ruisseau	52
4.4 Espèces associées aux sites	53
4.4.1 Invertébrés	53
4.4.2 Vertébrés	54
4.5. La valeur écologique des ruisseaux en milieu agricole	55
5. CONCLUSIONS.....	59
APPENDICE A	
Abondance d'espèces de poissons et de salamandre à deux lignes dans chacun des habitats et des sites.	58
APPENDICE B	
Abondance des taxons de macro-invertébrés benthiques dans chacun des sites et des habitats.	59

APPENDICE C

Composition en classes de substrats du fond des ruisseaux de chacun des habitats et des sites.	64
---	----

APPENDICE D

Nom scientifiques et communs des poissons et salamandre aquatique	65
---	----

APPENDICE E

Noms scientifiques et communs des macro-invertébrés benthiques	66
--	----

APPENDICE F

IBGN et qualité de l'eau.	67
--------------------------------	----

RÉFÉRENCES.....	68
-----------------	----

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Carte générale de localisation des trois sites d'étude.....14

Figure 2.2 Photo aérienne du site de Roxton Falls, montrant la bande riveraine plantée, le milieu ouvert en marge du ruisseau (à l'est de la bande, en aval) et la forêt riparienne naturelle (à l'ouest de la bande, en amont).....15

Figure 3.1 Analyse en composantes principales (ACP) des variables environnementales montrant les corrélations des variables avec les axes.....37

Figure 3.2a Ordination des données d'espèces par cadrage multidimensionnel non-métrique (CMDN avec double standardisation Wisconsin et transformation racine carrée) avec corrélations des variables environnementales avec les axes.....39

Figure 3.2b Ordination des données d'espèces par cadrage multidimensionnel non-métrique (CMDN avec double standardisation Wisconsin et transformation racine carrée) avec corrélations des espèces avec les axes.....40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Performance de séquestration des contaminants par une bande riveraine boisée de 19 m de largeur.....	5
Tableau 1.2 Liste de la faune ichthyenne dans les ruisseaux de l'Estrie et leur tolérance à la pollution et à la perturbation de l'habitat, ainsi que leur statut de conservation.	10
Tableau 3.1 Analyse de variance (modèle linéaire à effets mixtes) comparant l'effet de l'habitat et du site sur les variables environnementales.	27
Tableau 3.2 Moyennes et écart types (entre parenthèses) des variables écologiques par habitat et par site	28
Tableau 3.3 Analyse de variance (modèle linéaire à effets mixtes) comparant l'effet de l'habitat et du site sur les espèces.....	31
Tableau 3.4 Moyennes et écart types (entre parenthèses) des variables fauniques par habitat et par site.	33
Tableau 3.5 Corrélations des variables environnementales avec les axes de l'ordination d'ACP (figure 3.1).....	38
Tableau 3.6 Corrélations des variables environnementales avec les axes de l'ordination CMDN (figure 3.2a).....	41
Tableau 3.7 Corrélations des espèces avec les axes de l'ordination CMDN (figure 3.2b)	42

RÉSUMÉ

Au sud du Québec, plusieurs ruisseaux en milieu agricole ont été fortement modifiés et ont perdu leurs caractéristiques initiales. La plupart des cours d'eau reçoivent maintenant des sorties de drains agricoles souterrains, amenant directement dans les cours d'eau l'azote et le phosphore excédentaires des champs agricoles. De plus, la perte de la végétation riveraine naturelle cause un sérieux problème de protection de la qualité de l'eau et de l'habitat des poissons. Ce projet de recherche a été effectué en Estrie à l'été 2011 dans trois ruisseaux en milieu agricole, situés à Roxton Falls, à Bromptonville et à Magog. Le long de ces trois ruisseaux, trois habitats ont été étudiés : une bande riveraine plantée de peupliers hybrides (à leur 9^{ième} saison de croissance en 2011), la forêt riveraine naturelle (sauf à Bromptonville) et le champ ouvert (l'état avant la plantation des bandes). Sur chaque site et dans chacun des habitats, une section de ruisseau de 90 m de longueur a été échantillonnée. Nous évaluons l'effet de ces bandes d'arbres, après 9 saisons de croissance, sur la qualité de l'habitat aquatique et sur la composition et l'abondance de la faune aquatique, en comparaison avec ce qui a été mesuré dans des sections des mêmes ruisseaux qui se trouvent sous une forêt naturelle ou en plein champ agricole. Le but de cette étude est de déterminer si le fait d'avoir planté des bandes riveraines de peuplier hybride le long des ruisseaux étudiés a affecté la faune aquatique (les poissons) de façon positive, c'est-à-dire en la rendant plus semblable à la faune aquatique que l'on trouverait dans un ruisseau sous une forêt naturelle, ou bien si au contraire la faune aquatique sous les bandes plantées ressemble toujours plus à la faune aquatique que l'on pourrait trouver dans un ruisseau en milieu agricole ouvert. Dix-huit espèces de poissons ont été capturées dans les trois ruisseaux étudiés, dont sept d'entre elles dans les ruisseaux sous les bandes riveraines de peupliers hybrides. Plusieurs autres types d'organismes aquatiques ont aussi été capturés dans les ruisseaux étudiés, des larves d'invertébrés dans les sédiments du fond (surtout des larves d'insectes), des écrevisses et des salamandres à deux lignes. On observe de grandes fluctuations des captures totales entre sites et habitats. Pour les facteurs écologiques, l'effet de habitat est très faible, alors que l'effet site et l'effet de la date d'échantillonnage (pour les variables mesurées à deux saisons différentes) sont beaucoup plus forts. La plantation de bandes a eu peu d'effet sur la faune aquatique. Il y a un effet important de la qualité du ruisseau (un effet site) et de son eau dans la répartition et l'abondance de la faune aquatique. Bien que les bandes riveraines aident à l'amélioration de certaines variables environnementales, l'abondance des poissons n'a pas été significativement modifiée par la présence de forêt riveraine.

MOTS CLÉS: ruisseaux agricoles dégradés, poissons, naseux noir, benthos, salamandre à deux lignes, peuplier hybride.

1. INTRODUCTION

La principale cause de menace des habitats aquatiques est la perte et l'altération de l'habitat. Les pratiques agricoles ont énormément transformé les cours d'eau en entraînant une détérioration de la qualité du milieu aquatique. Historiquement, l'agriculture et la faune ont cohabité de façon plus harmonieuse. Mais avec l'évolution de formes plus intensives d'agriculture, les effets environnementaux se sont multipliés. Le sud du Québec est très touché par la dégradation des cours d'eau avec l'augmentation de l'agriculture intensive (cause d'érosion des berges et de pollution de l'eau). Par exemple, de nos jours, le MDDEP estime qu'il y a aux alentours de 65% des cours d'eau en milieu agricole au Québec qui sont pollués par le phosphore. La plantation de bandes riveraines d'arbres pourrait aider à contrer plusieurs effets environnementaux néfastes de l'agriculture. Les bandes riveraines jouent un rôle très important pour la protection de la qualité de l'eau (fonction d'assainissement) en milieu agricole (Fortier *et al.*, 2011). Ces bandes représentent à la fois un écran contre le réchauffement des ruisseaux et une barrière contre les apports de sédiments et de contaminants dans les ruisseaux (Collins *et al.*, 2012).

1.1 Facteurs de dégradation des ruisseaux en milieu agricole

Le développement des activités agricoles cause de multiples impacts à la faune aquatique en milieu agricole en raison de la dégradation ou de la disparition de leurs habitats. Le développement et l'accroissement des pratiques agricoles se traduisent par l'altération de la qualité de l'eau et des écosystèmes. Certaines espèces aquatiques animales ou bien végétales présentes à la proximité des activités agricoles peuvent être en péril (Ouellet et Leheurteux, 2007). En milieu agricole, les plans d'eau qui sont présents sont souvent des ruisseaux, des étangs ou bien des marécages. Ce sont

donc ces types de milieux que les pratiques agricoles touchent le plus souvent (Fondation de la faune du Québec et Union des producteurs agricoles, 2011).

Au Québec, les effets de l'agriculture sur les écosystèmes lotiques sont très importants. On peut facilement observer la dégradation des petits cours d'eau du sud du Québec, dont en Estrie. À l'heure actuelle l'industrie porcine et les monocultures de maïs et de soya constituent des menaces envers la conservation de la biodiversité au Québec. Ces pratiques agricoles sont des facteurs importants de la détérioration des cours d'eau (Gammon, 1993). Ainsi, pour effectuer des travaux de drainage, les cours d'eau ont été aménagés (rendus plus droits) et sont devenus les récepteurs de drains souterrains des champs adjacents. Plus de 25 000 km de cours d'eau ont été aménagés de cette façon en milieu agricole au Québec entre 1944 et 1986 (Roy, 2002). Toutes les pratiques pour changer les régimes hydrologiques des cours d'eau (une mauvaise pente, modification de la granulométrie des fonds d'eau) rendent les ruisseaux plus uniformes. L'hétérogénéité des faciès est un besoin primordial de la faune aquatique (abris, frayère, zones d'alevinage des poissons) (Trencia, 1986 ; Walser et Bart 1999). Ainsi, les espèces ne pouvant pas tolérer la dégradation de leur habitat ont été remplacées par d'autres espèces plus tolérantes (ex: l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) a été remplacée par des cyprinidés) (FAPAQ, 2002).

Une autre méthode dévastatrice d'aménagement des cours d'eau est l'installation inadéquate des ponceaux et de traverse à gué. Ces aménagements peuvent devenir une source potentielle d'érosion et des obstacles infranchissables pour les poissons. Souvent, à cause de la mauvaise installation des ponceaux, il y a création d'une chute d'eau à la sortie des ponceaux qui ne peut être franchissable seulement que par les espèces capables de faire des sauts, comme les salmonidés (MRNF, 2007).

Les bandes riveraines d'arbres protègent les cours d'eau de plusieurs effets négatifs, comme la sédimentation, le réchauffement de la température de l'eau, l'apport de

pesticides et d'autres intrants, et procurent une source de nourriture (la litière) pour le benthos (Gammon, 1993 ; Wichert et Rapport, 1998). Donc, la disparition de la végétation riveraine peut être une source de dégradation des ruisseaux en milieu agricole.

La production animale cause aussi son lot de problèmes aux milieux aquatiques. Depuis avril 2005, l'accès des animaux aux cours d'eau est interdit. Mais cette pratique avait déjà entraîné plusieurs dommages, tels la pollution bactériologique et minérale, et la dégradation des berges (MRNF, 2007). Il y a aussi les risques de déversements de purin, dont les effets sont immédiats et mortels sur les organismes aquatiques, et qui pourraient même entraîner la disparition de tous les individus présents dans un ruisseau. Par exemple, entre 1988 et 1995 plus de 200 accidents (déversements de fumier) se sont produits dans le Midwest des États-Unis et cela a engendré la mortalité de 13 millions de poissons (Roth *et al.*, 2005).

L'excès de fertilisants d'origine minérale ou organique utilisés pour obtenir les hauts rendements des cultures intensives conduisent à la surfertilisation des sols et sont une cause majeure de dégradation de la qualité de l'eau agricole. Les apports externes de phosphore et de nitrate dans les ruisseaux provoquent l'eutrophisation de ceux-ci, ce qui peut se traduire par la surabondance d'algues qui nuira à l'habitat des poissons. Par exemple, la croissance rapide du périphyton provoque une importante mortalité des œufs de certains poissons (ex: l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*)). Le périphyton recouvre les œufs et cela entraîne une asphyxie (Järvenpää et Lindström, 2011). La prolifération des herbiers aquatiques peut causer dans certaines parties des rivières des zones à faible concentration d'oxygène. Enfin, l'excès de phosphore peut induire une prolifération des cyanobactéries (Carreiro-Silva *et al.*, 2012 ; Painchaud, 1997).

Le milieu agricole est l'endroit où les pesticides sont les plus utilisés. Le pesticide le plus utilisé et le plus souvent détecté dans les cours d'eau du Québec est l'atrazine. Ce composé chimique peut provoquer une diminution de l'abondance des zooplanctons herbivores, une réduction de la photosynthèse des plantes aquatiques etc. (MRNF, 1995). En outre, les autres composés chimiques utilisés dans les champs ont un grand potentiel d'altération des systèmes endocrinien et métabolique des poissons et autres organismes aquatiques (Jaensson *et al.*, 2007).

1.2 L'effet des bandes riveraines d'arbres sur la qualité de l'eau et l'habitat de la faune aquatique

La protection des cours d'eau et de la qualité de l'eau sont des domaines majeurs de la protection de l'environnement. Au Québec, d'après la politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, il est strictement interdit de couper les arbres et arbustes dans les bandes riveraines des ruisseaux. Seulement un accès de 5 m est autorisé. Les bandes riveraines jouent un rôle très important pour la protection de la qualité de l'eau, de l'habitat, de la régularisation des débits du cours d'eau et la stabilisation des berges (Clary et McArthur., 1992 ; Osborne et Kovacic, 1993). Lors des inondations périodiques, les sédiments, les pesticides et les nutriments pénètrent dans les cours d'eau via le lessivage. La présence d'une bande riveraine d'arbres protège les berges des cours d'eau contre l'érosion (grâce à leurs racines qui stabilisent les berges), principale source d'apport de sédiments dans les ruisseaux. Les salmonidés évitent les endroits où il y a présence de sédiments fins (Moriasi *et al.*, 2011).

Les bandes riveraines d'arbres favorisent aussi l'infiltration des nutriments et pesticides dans le sol grâce à leur réseau racinaire. La bande riveraine peut stocker d'énormes quantités de nutriments et de pesticides (Bereswill *et al.*, 2012 ; Lyons *et*

al., 2000). Les résultats de Fortier *et al.* (2010b) montrent que les bandes riveraines de peuplier hybride (à Bromptonville) peuvent séquestrer jusqu'à 52 t/ha de carbone, 770 kg/ha d'azote et 82 kg/ha de phosphore après 6 ans de croissance. De plus, une bande riveraine en gazon de 9 m de largeur permet de réduire de 55% le taux d'atrazine dans les cours d'eau (Baker et Mickelson, 1994). Cependant, la performance des bandes riveraines dépend de leur proximité au cours d'eau et de leur largeur (Peterjohn et Correll, 1984) (tableau 1.1).

Tableau 1.1 Performance de séquestration des contaminants par une bande riveraine boisée de 19 m de largeur.

Contaminant	Taux de réduction (%)
Particules en suspensions	89,7
Nitrate	60,4
Phosphore dissous	73,7
Phosphore total	58,1
Carbone organique	59,9

Source: Peterjohn et Correll (1984)

Grâce à l'ombrage que créent les arbres des bandes riveraines, la température de l'eau baisse. La perte de la bande riveraine peut augmenter la température de l'eau de 2 à 10°C. Une telle augmentation pourrait entraîner une perturbation de l'habitat pour certaines espèces de poissons, comme les salmonidés (Belt *et al.*, 1992). L'ombrage créé par la bande riveraine favorise aussi l'oxygénation de l'eau. Car plus la température de l'eau augmente, plus la concentration d'oxygène dissous diminue (Anbumozhi *et al.*, 2005). De plus, la présence d'obstacles (de gros débris organiques, comme des branches ou des troncs d'arbres) dans l'eau aidera à augmenter l'oxygénation. Les truites et les saumons préfèrent l'eau froide et

oxygénée, alors que d'autres espèces peuvent ne pas être affectées par de tels changements et peuvent supporter des eaux beaucoup plus chaudes et moins oxygénées (ex: les brochets) (Belt *et al.*, 1992). Les ombles de fontaine peuvent survivre dans les eaux plus froides que 0,7°C mais commencent à perdre leur sens de l'équilibre à partir de 28°C. Cependant, leurs œufs ne peuvent pas supporter une température supérieure à 10°C car ils meurent à partir de 11,7°C. L'omble est un poisson qui a une exigence très élevée en oxygène. À partir de 5 ppm les individus se déplacent moins vite, et à partir de 4,59 ppm leur sang n'est plus complètement oxygéné (Davis, 1975 ; Tellier, 2010).

Il est indispensable de conserver une bande riveraine d'arbres le long des cours d'eau pour sauvegarder l'habitat des organismes aquatiques. Le milieu aquatique près des bandes riveraines abrite de nombreuses espèces de poissons, de mollusques, de reptiles, d'insectes, d'algues et de plantes (Hylander *et al.*, 2002). De plus, l'amélioration de la qualité de l'eau grâce aux bandes riveraines augmente la qualité de l'habitat. Cet environnement créé un habitat très riche qui favorise la présence et l'abondance de la faune aquatique. Pour illustrer ceci, utilisons les feuilles qui tombent dans le ruisseau, qui ensuite deviennent des débris organiques et servent de sites de ponte, de croissance, de repos et de refuge aux communautés benthiques (Thompson *et al.*, 2009). Les feuilles servent également de nourriture pour le benthos, composé d'invertébrés qui sont à la base de l'alimentation des poissons et des autres organismes aquatiques (Gangbazo et Gagnon, 2007). De même, les branches, les souches et les troncs qui tombent à l'eau participent à la formation de fosses, qui sont les habitats préférés des poissons, écrevisses et amphibiens aquatiques.

1.3 La faune ichthyenne en Estrie

Les mesures de concentration de polluants ou bien de paramètres de caractérisation des ruisseaux ne permettent pas d'évaluer complètement la qualité de l'habitat, c'est pourquoi des mesures des variables fauniques sont nécessaires. Les poissons ont les caractéristiques d'un bon indicateur environnemental et permettent d'évaluer l'état et la santé de l'écosystème. Les poissons sont présents dans la plupart des cours d'eau et occupent plusieurs niveaux trophiques, ce qui permet de détecter les perturbations qui surviennent dans les ruisseaux. De plus, les poissons sont généralement faciles à échantillonner et à identifier (Violette *et al.*, 2003).

L'Estrie est caractérisée par une forte diversité de sa faune ichthyenne. Elle héberge une quinzaine d'espèces de poissons à intérêt sportif. Les salmonidés sont présent presque partout, alors que la répartition de l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) est limitée à la portion de la rivière Saint-François située en aval du barrage de Windsor. L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) se retrouve dans la partie supérieure des bassins versants. Quant au touladi (*Salvelinus namaycush*), il est présent dans la plupart des lacs dont la profondeur moyenne dépasse 8 m et la ouananiche (*Salmo salar*) se trouve seulement dans les lacs Memphrémagog, Mégantic et Saint-François. Les espèces de salmonidés les plus communes sont la truite brune (*Salmo trutta*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), deux espèces introduites.

Parmi les espèces autres que les salmonidés, il y a la perchaude (*Perca flavescens*) qui est présente dans presque tous les plans d'eau. Par contre, le brochet maillé (*Esox niger*), le grand brochet (*Esox lucius*), l'achigan à grand bouche (*Micropterus salmoides*), l'achigan à petit bouche (*Micropterus dolomieu*) et le doré jaune (*Sander vitreus*) ont une répartition beaucoup plus limitée. Les principaux lacs qui abritent le

plus de diversité sont les lacs Massawippi et Memphrémagog (COGESAF, 2011 ; CRRNT, 2010). Les espèces de poissons qui font partie des espèces menacées, vulnérables ou bien susceptibles de l'être, dans la région de l'Estrie, sont le fouille-roche gris (*Percina copelandi*), l'esturgeon jaune, le mené laiton (*Hybognathus hankinsoni*), le mené d'herbe (*Notropis bifrenatus*), la lamproie du nord (*Ichthyomyzon fossor*), le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) et le chevalier de rivière (*Moxostoma carinatum*) (MRNF) (tableau 1.2).

Les populations de poissons sont très affectées par les perturbations anthropiques, comme la pollution agricole ou bien le réchauffement des plans d'eau causé par la diminution du couvert forestier et des rejets d'eaux usées. Il faut noter aussi la pression de pêche exercée sur certaines espèces de poissons (éperlan arc-en-ciel) qui sont à la base de la chaîne alimentaire. Mais ce sont principalement les ruisseaux en milieu agricole qui subissent le plus de changements anthropiques qui ont des effets néfastes sur la qualité de l'habitat de certaines espèces de poissons (COGESAF, 2011 ; CRRNT, 2010).

1.4 Problématique de l'étude

Il est aisé d'observer la dégradation des petits cours d'eau dans le sud du Québec, particulièrement en milieu agricole (pollution, érosion, dépôt de sédiments, etc.). En plus de cela, dans les années 70 et 80, la majorité des petits cours d'eau en zone agricole ont été dégradés à cause des travaux de drainage et de redressement. Suite à ces problèmes, plusieurs actions ont été effectuées afin de réduire les effets néfastes de ces pratiques sur la qualité de l'eau et de l'environnement des ruisseaux dans les milieux agricoles, comme par exemple le Programme Prime-Vert (animaux hors cours d'eau) et la re-végétalisation des berges dégradées. Dans l'optique de

restauration des berges des ruisseaux dégradés en milieu agricole du sud du Québec, la plantation de bandes riveraines d'arbres, tels les peupliers hybrides, apparaît comme une solution intéressante (Fortier *et al.*, 2010a, 2010b, 2011).

Benoit Truax et Daniel Gagnon ont effectué en 2003 un reboisement des bandes riveraines avec des peupliers hybrides (arbres à croissance rapide) le long de petits cours d'eau en zone agricole de l'Estrie. Leurs études ont montré que ces arbres captent une partie importante des surplus en N et en P provenant du champ, tout en séquestrant le carbone dans leur biomasse (Fortier *et al.*, 2010b).

De plus, ces arbres à croissance rapide ont un effet sur la biodiversité végétale (espèces indigènes) car ces bandes, qui possèdent (après 8 ans de croissance) des arbres suffisamment gros pour produire de l'ombre sur les ruisseaux, ont permis de réduire le recouvrement et le nombre d'espèces de plantes introduites, tout en permettant le maintien du recouvrement du nombre d'espèce indigènes et de milieux humides (Fortier *et al.*, 2011). La question que l'on se pose est celle de l'effet de ces arbres sur la faune aquatique en zone agricole de l'Estrie. Ces reboisements favorisent-ils la faune aquatique par l'amélioration de la qualité de l'eau et de l'habitat? Des résultats préliminaires ont suggéré que la diminution de la quantité de lumière qui atteint les cours d'eau réduit la température de l'eau et la prolifération de certaines algues (Fortier *et al.*, 2008). D'autre part, l'amélioration de la qualité de l'eau des petits cours d'eau en zone agricole devrait faire augmenter les populations de salmonidés (l'omble de fontaine, la truite brune et la truite arc-en-ciel). Cette amélioration potentielle est en concordance directe avec plusieurs enjeux de la gestion halieutique en Estrie soit : l'accessibilité aux territoires privés pour la pêche, les retombées économiques, le maintien et l'encadrement des efforts régionaux d'ensemencement de salmonidés et la concertation et la gouvernance régionale des ressources fauniques (transfert des connaissances).

Tableau 1.2 Liste de la faune ichthyenne dans les ruisseaux de l'Estrie et leur tolérance à la pollution et à la perturbation de l'habitat, ainsi que leur statut de conservation (en ordre décroissant de tolérance à la pollution). La tête rose est susceptible d'être désigné menacée ou vulnérable au Québec.

Nom scientifique	Nom commun	Tolérance à la pollution	Tolérance à la perturbation	Statut de conservation au Québec
<i>Catostomus commersoni</i>	Meunier noir	Tolérant	Intolérant	
<i>Etheostoma olmstedii</i>	Raseux-de-terre gris	Tolérant	(aucune info.)	
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	Mené jaune	Tolérant	Tolérant	
<i>Rhinichthys atratulus</i>	Naseux noir	Tolérant	(aucune info.)	
<i>Semotilus margarita</i>	Mulet perlé	Tolérant	(aucune info.)	
<i>Semolitus atromaculatus</i>	Mulet à cornes	Tolérant	Intermédiaire	
<i>Catostomus catostomus</i>	Meunier rouge	Intermédiaire	(aucune info.)	
<i>Couesius plumbeus</i>	Mené de lac	Intermédiaire	(aucune info.)	
<i>Culaea inconstans</i>	Épinoche à cinq-épines	Intermédiaire	Intermédiaire	
<i>Etheostoma nigrum</i>	Raseux-de-terre noir	Intermédiaire	Intolérant	
<i>Lepomis gibbosus</i>	Crapet-soleil	Intermédiaire	(aucune info.)	
<i>Luxilus cornutus</i>	Mené à nageoires rouges	Intermédiaire	(aucune info.)	
<i>Osmerus mordax</i>	Éperlan arc en ciel	Intermédiaire	Intolérant	
<i>Phoxinus eos</i>	Ventre rouge du nord	Intermédiaire	(aucune info.)	
<i>Salmo trutta</i>	Truite brune	Intermédiaire	Intolérant	
<i>Semolitus corporalis</i>	Ouitouche	Intermédiaire	(aucune info.)	
<i>Ambloplites rupestris</i>	Crapet de roche	Intolérant	(aucune info.)	
<i>Notropis bifrenatus</i>	Mené d'herbe	Intolérant	Intolérant	
<i>Notropis heterodon</i>	Menton noir	Intolérant	(aucune info.)	
<i>Notropis rubellus</i>	Tête rose	Intolérant	Intolérant	
<i>Notropis volucellus</i>	Ventre citron	Intolérant	Intermédiaire	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	Intolérant	Intolérant	Susceptible ¹
<i>Percina copelandi</i>	Fouille-roche gris	Intolérant	Intolérant	
<i>Rhinichthys cataractae</i>	Naseux des rapides	Intolérant	(aucune info.)	Vulnérable
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Omble de fontaine	Intolérant	Intolérant	

Sources: MRNF (Liste des espèces désignées menacées ou vulnérables au Québec), (Bernatchez et Giroux, 2000 ; COGESAF, 2011 ; Grabarkiewicz et Davis., 2008).

Toutefois, quel est le potentiel halieutique réel de ces petits cours d'eau en zone agricole de l'Estrie advenant l'amélioration de la qualité de l'eau par le reboisement à plus grande échelle? Les travaux de Major *et al.* (2007) en Beauce montrent que ces petits cours recèlent un potentiel énorme pour les salmonidés et méritent une restauration adéquate par le reboisement d'arbres, entre autres. Des observations directes, par la capture occasionnelle à la pêche à la ligne, d'omble de fontaine au ruisseau du site Magog de ce projet de recherche montrent que ce cours d'eau possède un potentiel évident de rétablissement pour cette espèce.

1.5 Objectifs et hypothèses

Les objectifs de cette étude sont:

1. Montrer s'il y a des effets positifs des bandes riveraines plantées de peupliers hybrides sur la faune aquatique, ou si au contraire ces bandes ont des effets négatifs.
2. Déterminer si la faune aquatique qu'on trouve dans un ruisseau sous les bandes riveraine a plus de ressemblances avec celle trouvée dans un ruisseau situé en forêt, ou avec celle d'un ruisseau situé dans un champ ouvert.

Les hypothèses que l'on peut faire sont les suivantes:

1. La bande riveraine a recréé un milieu dont les caractéristiques physiques et chimiques ressemblent plus à un milieu de ruisseau forestier qu'à un ruisseau en milieu agricole ouvert (lumière, température, oxygène, N, P, couleur, granulométrie).
2. La bande riveraine a recréé un milieu dont les caractéristiques biologiques ressemblent plus à un milieu de ruisseau forestier qu'à un ruisseau en milieu agricole ouvert (benthos, faune aquatique).

On pourra déduire un effet favorable de la bande riveraine de peuplier hybride si l'une ou l'autre de ces hypothèses sont vérifiées, ou bien les deux. S'il n'y a pas de différence entre le ruisseau dans la bande riveraine et dans le milieu agricole on aura montré que les bandes n'ont pas d'effets néfastes, qu'elles n'ont pas empiré la situation. Toutefois, nous nous attendons à ce que certaines espèces trouvées dans les ruisseaux des bandes riveraines soient typiques des milieux forestiers, alors que d'autres seront typiques des milieux agricoles ouverts (ex. fouille-roche gris (*Percina copelandi*); (Équipe de rétablissement du fouille-roche gris, 2001)). Ainsi, l'hypothèse pourra être appuyée pour certaines espèces (ou groupes d'espèces) mais invalidée pour d'autres. Il se peut que, généralement, qu'un patron intermédiaire, en termes de ressemblances, émerge pour les bandes riveraines.

2. MÉTHODES

2.1 Description de la région et des sites d'étude

Ce projet de recherche a été effectué en Estrie (Québec, Canada) durant l'été 2011 sur trois sites agricoles, situés à Roxton Falls (45°33'04.36" N; 72°28'46.14" O), Bromptonville (45°29'52.00" N; 71°59'02.99" O) et Magog (45°14'31.75" N; 72°08'02.44" O) (figure 2.1). Les sites de Magog et de Bromptonville sont deux fermes typiques de pâturage à bovins de l'Estrie. Les ruisseaux qui se trouvent sur ces deux fermes ont été gravement touchés par la dégradation liée à l'accès aux cours d'eau par le bétail. Des clôtures ont été installées afin d'interdire l'accès du bétail au cours d'eau et dans la bande riveraine de peuplier hybride (depuis 2003 dans les bandes et depuis 2010 dans les cours d'eau). Le site de Roxton Falls est un milieu agricole abandonné récemment, qui ne contient ni bétail ni clôtures installées. Les bandes de peupliers hybrides ont été plantées en mai 2003 dans les milieux ouverts des 3 sites (à la fin de l'été 2011, les arbres étaient à leur 9^{ième} saison de croissance).

Sur les sites de Magog et de Roxton Falls, trois habitats ont été étudiés: la bande riveraine plantée de peupliers hybrides en 2003 (90m de longueur et 5,5m de largeur sur chaque berge), la forêt riveraine naturelle (séparée d'au moins 100 m de la bande plantée par un milieu ouvert) et le champ ouvert (l'état avant la plantation des bandes). Toutefois, seulement deux habitats (bande riveraine et champ ouvert) ont été étudiés à Bromptonville à cause de l'absence de forêt naturelle près du site d'étude. Dans chacun des habitats, une section de 90m de longueur a été échantillonnée (figure 2.2).

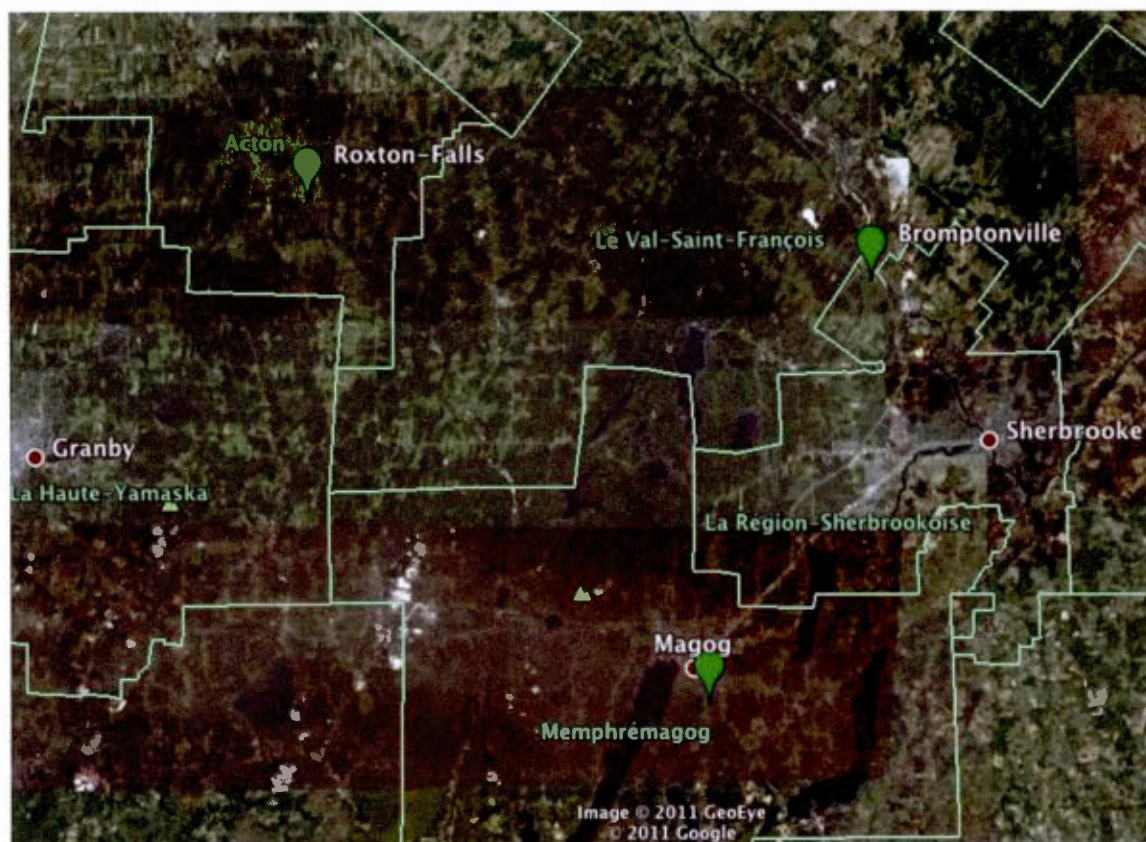


Figure 2.1 Carte générale de localisation des trois sites d'étude



Figure 2.2 Photo aérienne du site de Roxton Falls, montrant la bande riveraine plantée, le milieu ouvert en marge du ruisseau (à l'est de la bande, en aval) et la forêt riparienne naturelle (à l'ouest de la bande, en amont).

L'Etrie est située au sud-est de la province du Québec, à la proximité de la frontière des États-Unis. Malgré sa position méridionale, cette région ne possède pas le climat le plus chaud du Québec à cause de son altitude plus élevée que celle de la plaine du Saint-Laurent. L'Etrie possède une température moyenne annuelle de 5°C et des précipitations totales moyennes annuelles de 1000 à 1100 mm (Gosselin, 2007). Le territoire forestier couvre 72% (7,5 % public et 92,5 % privé) de la région, tandis que le territoire agricole couvre 21% de la superficie totale. Les activités agricoles sont concentrées dans le fond des vallées les plus larges et les pâturages se trouvent souvent sur les sols plus pauvres des collines (Fortier *et al.*, 2010a ; Fortier *et al.*, 2010b). Les zones urbaines couvrent un peu moins de 5% du territoire (CRRNT, 2010).

L'Etrie n'est pas dépourvue d'eau, quelque soit la forme et le milieu présent (lacs, rivières, ruisseaux, milieux humides, nappe phréatique). En effet, l'eau est tellement omniprésente que l'humidité a été identifiée comme la principale contrainte pour l'exploitation forestière dans la région (CERFO, 2006). L'Etrie compte à peu près 90 lacs avec une centaine de rivières et plusieurs centaines de ruisseaux (les plans d'eau couvrent 32,242 ha, soit 3% du territoire de la région). Les superficies des lacs sont très variables et les principaux lacs de la région sont le lac Memphrémagog (9531 ha), le lac Saint-François (4714 ha) et le lac Aylmer (3121 ha). Ces trois lacs représentent 54% de la superficie des lacs de la région. À peu près une vingtaine de ces lacs, dont le lac Memphémagog (Simoneau, 2004), peuvent être qualifiés de lacs profonds avec une profondeur moyenne de 7 m. Cette profondeur crée un zone d'eau froide propice pour certaines espèces de salmonidés (CRRNT, 2010).

Chacun des ruisseaux étudiés se jette dans des rivières importantes de l'Etrie. Le ruisseau étudié à Magog se jette en aval (à 2km) dans la rivière Magog, qui elle-même est la décharge du Lac Memphrémagog (à 1 km en amont). Le ruisseau étudié à Bromptonville se jette dans la rivière Saint-François à 1 km en aval. Cette rivière

est la plus importante de l'Estrie avec un débit moyen de 219 m³/s (Berryman, 2008). Enfin, le ruisseau étudié à Roxton Falls se jette dans la rivière Noire qui est un affluent de la rivière Yamaska.

2.2 Échantillonnage des organismes aquatiques

2.2.1 Poissons, salamandres et écrevisses

La pêche électrique a été utilisée comme méthode pour la capture des poissons et autres organismes aquatiques (salamandres aquatiques et écrevisses). Cette méthode d'échantillonnage est la seule solution rapide et réellement efficace pour échantillonner les populations de poissons et d'autres organismes aquatiques sur une partie déterminée des cours d'eau (Kennedy et Strange, 1981). La pêche électrique est une méthode adaptée à certains milieux particuliers (petites rivières, ruisseaux, mares) qui sont inaccessibles à d'autres méthodes d'échantillonnage. De plus, la grande majorité des organismes récoltés demeurent en vie (Beaumont *et al.*, 2002 ; Schultz, 1983). La pêche électrique se pratique à l'aide d'un appareil portatif (perche en forme d'anneau) qui est alimenté avec une pile électrique. Le principe de la pêche électrique est de créer un champ électrique de faible intensité dans l'eau entre les deux électrodes (la cathode et l'anode) qui va agir directement sur les poissons et autres organismes aquatiques. Le champ électrique créé par l'anode est actif sur une zone d'environ 1,5 m de rayon. Les poissons qui sont dans cette zone seront affectés par ce courant électrique et ils peuvent être récupérés plus facilement à l'aide d'une épuisette (Cross et Stott, 1975).

La pêche électrique se pratique à pied, en allant de l'aval vers l'amont du cours d'eau de façon à ce que l'eau reste claire. Au moins quatre personnes sont nécessaires, l'une porte l'appareil, une autre récupère avec une épuisette les poissons sous le choc, et les

deux autres suivent avec des seaux d'eau pour récupérer les poissons pêchés et les conserver durant l'échantillonnage. Pour ce projet, la manipulation de l'appareil de pêche a été effectuée par une personne qui a suivi une formation afin de pouvoir utiliser un tel engin (Marie-Christine Bellemare, étudiante à la maîtrise en biologie à l'UQAM). Huit sections de ruisseau de 90 m ont été échantillonnées deux fois pendant l'été 2011, une première en juin et une deuxième en septembre. Des bottes cuissardes en caoutchouc ont été portées pendant la pêche, et l'appareil a été mis en route seulement lorsque le pêcheur était dans l'eau, car malgré son efficacité pour capturer les poissons, cet engin présente un réel danger pour les utilisateurs. Tous les membres de l'équipe ont strictement suivi toutes les procédures de sécurité (Hartley, 1975 ; PSC, 2008). Le biais d'erreur de la pêche électrique provient principalement des poissons fugitifs qui essayent d'éviter le champ électrique à la première sensation du choc (Schultz, 1983). Pour contrer ce problème, des filets à mailles fines ont été placés aux deux extrémités des sections de ruisseau échantillonnées.

Lorsque les poissons et autres organismes aquatiques ont été capturés, ils furent placés dans un grand bac et identifiés à l'aide de la "clé de détermination des poissons d'eau douce du Québec" (Bernatchez et Giroux, 2000) et du document "les écrevisses du Québec" (Bernatchez et Giroux, 2000 ; Dubé et Desroches, 2007). Toutes les salamandres capturées dans l'eau étaient de la même espèce, soit la salamandre à deux lignes (*Eurycea bislineata*). Ensuite, les individus ont été comptés et placés dans un deuxième bac. Pour tous les cyprinidés, ainsi que les individus qui n'ont pas pu être identifiés sur place, deux spécimens par espèce ont été conservés dans du formol (10 %) pour ensuite être remis à l'Unité de gestion des ressources naturelles et de la faune de l'Estrée (ministère des Ressources naturelles et de la Faune) pour une future identification. La longueur des poissons de plus de 6 cm, des truites et des espèces vulnérables ou menacées (ex.: fouille-roche gris) a été mesurée avec une réglette en plastique collée au fond d'un petit bac étroit rempli d'eau, afin de réduire le plus possible le temps hors de l'eau (Scott et Crossman, 1973). Cependant, les poissons

agités, malades ou bien mourants ont été immédiatement mis dans une solution de clou de girofle (0,4ml d'eugénol (90%) mélangé à 4ml d'éthanol (90°) pour 1L d'eau) pour être anesthésiés (afin de faciliter leur manipulation) ou bien euthanasiés (Prince et Powell, 2000). Une fois tous les poissons comptés (et certains mesurés), ils ont été laissés dans le 2^e bac durant un moment, afin d'observer leur comportement avant de les remettre à l'eau. Ainsi, il a été possible de s'assurer que les poissons n'étaient pas blessés ou en détresse, et de leur laisser le temps de récupérer du stress causé par la capture et les manipulations. Cependant, le stress lié aux manipulations a été minimal et des précautions ont été prises afin de ne pas blesser les poissons durant les manipulations. Les poissons ont été relâchés le plus rapidement possible, dès que la prise des données était terminée, au lieu de capture. La prise des données a été effectuée à l'ombre, sous les arbres de la bande riveraine ou bien de la forêt, et la durée des manipulations n'a jamais excédé plus de 50 minutes.

2.2.2 Benthos

Les macro-invertébrés benthiques sont d'excellents bio-indicateurs pour évaluer à la fois la qualité de l'eau et la qualité de l'habitat (Beisel *et al.*, 1998). C'est un groupe d'organismes très diversifié et très sensible aux facteurs environnementaux (pollution et modification de l'habitat). La capture des macro-invertébrés et leur identification permet de déterminer l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) du cours d'eau (Moisan et Pelletier, 2008 ; Vanden Bossche et Usseglio-Polatera, 2005).

L'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques a été effectué dans les trois sites et dans chacun des habitats. Les trois ruisseaux ont été échantillonnés une fois lors de l'été 2011, en juillet, et un échantillon par habitat a été prélevé. Une seule méthode quantitative a été utilisée pour capturer les macros-invertébrés benthiques, à l'aide d'un filet Surber pour benthos.

Des flacons à échantillons en plastique ont été identifiés avec un code (site/habitat/date). L'échantillonnage a été répété à cinq endroits différents de la section de ruisseau. Ces différents endroits étaient cependant tous situés dans des « riffles » et en eau peu profonde (de 5 à 40 cm), car le filet Surber ne peut être utilisé dans d'autres habitats (Barton et Metcalfe-Smith, 1992). Le filet Surber est formé de deux cadres métalliques, le premier qui sert comme support pour le filet et le deuxième qui sert pour délimiter la parcelle d'échantillonnage (40 cm x 40 cm ; 1600 cm²). La méthode consiste à déposer le filet face au courant et frotter l'ensemble des roches qui se trouvent dans la parcelle échantillonnée. Les roches ont été maintenues sous l'eau afin que les organismes soient entraînés par le courant dans le filet lorsqu'ils sont délogés (Barton et Metcalfe-Smith, 1992 ; Edmondson et Vinberg, 1971 ; Wang et Yang, 2006). Une fois ce processus terminé, le filet a été retiré de l'eau et tous les organismes et débris ont été versés dans le flacon (Grant et Tingle, 2002). Enfin, les flacons ont été conservés dans un réfrigérateur jusqu'à leur identification.

Au laboratoire, le contenu des flacons a été versé dans un bac blanc pour séparer à l'œil nu les organismes des débris. Puis, à l'aide d'un guide d'identification (« Guide d'identification des principaux macro-invertébrés benthiques d'eau douce du Québec »; Moisan, 2010), les familles des organismes ont été déterminées à la loupe binoculaire et les individus ont été comptés (Goaziou, 2004).

Après avoir identifié et comptés les macro-invertébrés, la présence ou bien l'absence de certains groupes faunistiques indicateurs donnera des indications sur la qualité de l'eau avec l'indice IBGN (Indice Biologique Global Normalisé). L'indice calculé peut varier entre 0 et 20. Plus la note est élevée, plus la qualité de l'eau est élevée (Beisel *et al.*, 1998).

2.3 Échantillonnage et mesure des variables physico-chimiques de l'eau

2.3.1 Qualité de l'eau

Pour déterminer les modifications apportées par l'homme et leurs conséquences sur l'habitat des organismes aquatiques, l'analyse de la qualité de l'eau est indispensable (Sanchez *et al.*, 2011). Pour ce faire, nous avons mesuré plusieurs variables (température, pH, quantité d'oxygène dissous, concentration de N et de P, couleur), deux fois durant l'été 2011 (les jours suivant les pêches électriques) et dans cinq endroits différents par habitat (chacun des points étaient espacés de 15 m). Toutes les mesures ont été prises en remontant vers l'amont afin de ne pas brouiller l'eau et fausser les données. Le pH, la concentration d'oxygène et la température de l'eau ont été mesurés sur place à l'aide d'un pH-mètre (WTW modèle 300) et d'un oxymètre. Chaque appareil contenait aussi un thermomètre.

Pour la mesure de l'azote, du phosphate et de la couleur, des tubes en verre ont été utilisés pour chacun des deux échantillonnages (un pour N, un pour P et un pour la couleur x 3 habitats (sauf Bromptonville avec 2 habitats)), après la pêche électrique, mais en un seul endroit par habitat. Sur le terrain, les tubes ont été rincés 3 fois avec l'eau du plan d'eau. Puis les tubes ont été remplis aux $\frac{3}{4}$, identifiés avec un ruban électrique de couleur et conservés au frais dans une glacière pendant le transport vers l'UQAM. En moins de 24 heures, tous les échantillons ont été placés au réfrigérateur jusqu'au moment de l'analyse.

Le phosphore présent dans les échantillons (en $\mu\text{g/L}$) a été analysé par la méthode de digestion au persulfate de potassium afin de transformer tout le phosphore en orthophosphate (PO_4). Les orthophosphates réagissent avec du molybdate d'ammonium et du tartrate de potassium antimoine dans une solution d'acide sulfurique pour former un composé de phosphomolybdate-antimoine. Ce composé est

réduit avec de l'acide ascorbique et forme un composé bleuté. L'absorbance est mesurée à 890nm à l'aide d'un spectrophotomètre. La précision de cette méthode est de 5% (Wetzel et Likens, 2000). L'azote présent dans les échantillons (ppm) a été analysé par la méthode de digestion au persulfate de potassium afin de transformer tout l'azote en nitrate (NO_3). Le nitrate est réduit ensuite en nitrite (NO_2) par le cadmium. Le nitrite est diazoté avec l'addition de sulfanilamide et ensuite couplé avec le N-(1-naphtyl) ethylenediamine dihydrochloride. La solution qui en découle est de couleur fuchsia et l'absorbance est mesurée à 540nm. La lecture est faite avec un auto-analyseur de type Alpkem (Smythe-Wright *et al.*, 1992). Pour la mesure de la couleur de l'eau, la spectrophotométrie a été utilisée. C'est une méthode qui consiste à mesurer l'absorbance ou bien la densité optique d'une solution. Seulement les absorbances dans les longueurs d'onde de 440 nm et de 750 nm ont été mesurées. La longueur d'onde de 440 nm, identifie un pic de couleur associé à la matière humique. C'est ce pic qui est traditionnellement utilisé en limnologie pour la couleur de l'eau puisqu'il est associé à la concentration en carbone dissout. La longueur d'onde de 750 nm est associée à la turbidité de l'échantillon (argile, limon, matières organiques en suspensions) (Gao, 1994).

Toutes les mesures ont été faites en débutant en aval et en remontant vers l'amont afin de ne pas brouiller l'eau et fausser les données

2.3.2 Caractérisation physique de l'habitat

Les variables physiques mesurées ont été relevées pour identifier l'ensemble des caractéristiques physiques du milieu à 5 points espacés de 15 m, pour chacun des habitats (90 m) de chaque ruisseau. La profondeur, la largeur, le débit et la vitesse du courant ont été mesurés à ces cinq endroits dans chaque habitat des trois ruisseaux étudiés. La profondeur et la largeur ont été mesurées à l'aide d'un ruban métrique. La vitesse a été mesurée en déposant un flotteur au milieu du courant et en mesurant

avec un chronomètre le temps exact (en secondes) requis pour parcourir 1 m. Enfin, pour calculer le débit (en m^3/s), la vitesse (en m/s) a été multipliée par la surface (m^2) de la section moyenne du ruisseau (la largeur x la profondeur). Ces mesures ont été répétées deux fois durant l'été 2011, juste après chaque pêche électrique.

La mesure de la granulométrie est essentielle pour caractériser les cours d'eau en termes d'habitats pour la faune aquatique. La granulométrie informe sur la qualité des aires de fraie, des abris et des refuges des poissons. De plus, elle permet de connaître les aspects morpho-dynamiques comme la rugosité du lit et le transport de solides (CBJC, 2006). La granulométrie a été évaluée par observation des éléments qui constituent le substrat du fond des ruisseaux étudiés. Chacun des habitats (section de 90 m) a été parcouru et un estimé visuel a été fait du pourcentage du fond en substrat fin (sable et limon de diamètre inférieur à 2 mm), en gravier (diamètre entre 2 mm et 5 cm), en petites roches (diamètre entre 5 et 20 cm), en roches de taille moyenne (diamètre de 20 à 50 cm) et enfin en grosses roches (diamètre supérieur à 50 cm). De plus, toutes les roches de taille supérieure à 50 cm, qu'elles soient submergées ou non (la moitié de la circonférence de la roche doit toucher l'eau du ruisseau) ont été comptées.

Enfin, le couvert forestier (arbres naturels ou peupliers hybrides) au dessus des sections de ruisseau (par habitat) a été établi à l'aide de photos hémisphériques du ciel ou de la canopée végétale, prises en 5 points par habitat (section de 90 m). L'analyse des photos hémisphériques a permis d'obtenir le pourcentage de ciel ouvert en utilisant le logiciel Gap Light Analyser (Frazer *et al.*, 2001).

2.4 Analyses des données

Les données récoltées ont été analysées à l'aide d'ordinations afin d'identifier les gradients environnementaux les plus importants et interprétables. Les méthodes d'ordination sont utilisées pour projeter les stations échantillonnées dans un nombre limité de dimensions, orthogonales les unes aux autres, et pour présenter les tendances majeures de variabilité de ces stations. Le cadrage multidimensionnel non-métrique (CMDN) et l'analyse en composantes principales (ACP) ont été utilisés comme méthodes d'ordination (Legendre et Gallagher, 2001). Ces analyses serviront à vérifier ou à invalider les hypothèses sur l'effet bénéfique des bandes riveraines d'arbres sur l'abondance et la répartition de la faune aquatique. L'ordination CMDN a été construite à partir seulement des données d'abondance des organismes aquatiques (poissons, salamandres, écrevisses, invertébrés du benthos) (avec double standardisation Wisconsin et transformation racine carrée des données). L'ordination comporte 8 objets (ou stations), soit les 8 habitats échantillonnés. Les variables environnementales et les variables espèces significativement corrélées (à $p < 0.05$) avec les deux premiers axes de l'ordination CMND ont été illustrées sur le plan d'ordination à l'aide de flèches (vecteurs). L'ordination ACP a été construite à partir seulement des données des variables environnementales (variables de qualité de l'eau, variables physiques de l'habitat). Cette ordination comporte elle aussi 8 objets et les variables environnementales significativement corrélées (à $p < 0.05$) aux deux premiers axes ont été illustrées sur le plan d'ACP à l'aide de flèches (vecteurs).

Enfin, les données des variables fauniques et physico-chimiques des cours d'eau ont été soumises à des analyses de variance (ANOVA, modèle linéaire à effets mixtes) pour déterminer les effets (habitat, saison et site) qui influencent l'abondance de chaque espèce, ou l'importance de chaque facteur écologique. L'effet « saison » a été testé seulement pour certaines variables écologiques mesurées à deux saisons différentes (qualité de l'eau, dimensions du cours d'eau, vitesse du courant et débit).

L'effet saison n'a pas été testé pour les organismes aquatiques, seulement l'effet site et l'effet habitat. Puisque le benthos a été échantillonné une seule fois, les données des deux pêches électriques ont été combinées (moyennes des deux dates) pour créer la matrice de données des organismes aquatiques.

3. RÉSULTATS

3.1 Analyses de variance

3.1.1 Facteurs écologiques

Pour les facteurs écologiques (variables physico-chimiques), l'effet de habitat est très faible, alors que l'effet site et l'effet de la date d'échantillonnage (pour les variables mesurées à deux saisons différentes) sont beaucoup plus forts (tableau 3.1).

On observe que le pH est plus bas (donc plus acide avec une moyenne de 6,7) à Roxton-Falls que dans les deux autres ruisseaux. De plus, l'effet site est très fort pour les paramètres des caractéristiques des ruisseaux (tableau 3.1). Le ruisseau de Roxton-Falls est caractérisé par un faible débit, vitesse, profondeur et largeur par rapport aux autres ruisseaux. Magog est le site qui contient le plus de grosses roches (une moyenne de 14,2% de recouvrement) et avec une ouverture de la canopée la plus élevée (une moyenne de 50,3% d'ouverture) (tableau 3.2).

Dans les effets habitat, on peut observer que la largeur des ruisseaux est plus étroite dans les milieux ouverts et que la présence de grosses roches est beaucoup plus élevée dans les milieux forestiers. En addition à cela, l'ouverture du ciel est beaucoup plus élevée dans le milieu ouvert avec une moyenne de 83,5% (tableau 3.2).

Il faut aussi noter un effet date qui est très marqué pour la température et les caractéristiques des ruisseaux (tableau 3.1).

Tableau 3.1 Analyse de variance (modèle linéaire à effets mixtes) comparant l'effet de l'habitat et du site sur les variables physico-chimiques des cours d'eau. Les variables avec une valeur-P date incluent une mesure répétée. Les valeurs-P pour l'habitat et la date viennent du modèle (var~habitat+date) avec le site comme variable aléatoire. Les valeurs-P pour le site viennent du modèle (var~habitat+site) avec chaque combinaison site/habitat comme variable aléatoire. Les différences entre habitats et sites ont été obtenues par des analyses de contrastes. R : Roxton Falls ; M : Magog ; B : Bromptonville ; O : habitat ouvert ; P : habitat de bande riveraine de peuplier hybride ; F : habitat de forêt.

Variables environnementales	P _{habitat}	P _{date}	P _{site}
Caractéristiques de l'eau :			
Température	0.525	<0.001***	0.250
Oxygène	0.343	0.058	0.351
pH	0.508	0.532	0.017* (M=B>R)
N	0.210	0.200	0.651
P	0.675	0.559	0.157
Couleur (440 nm)	0.235	0.066	0.078 (M=B<R)
Caractéristiques du ruisseau :			
Largeur	0.005** (P=F>O)	0.023*	0.006** (M=B>R)
Profondeur	0.163	0.006**	0.074 (M=B>R)
Vitesse	0.755	0.003**	0.090 (M>B=R)
Surface de section du ruisseau	0.103	<0.001***	0.019* (M=B>R)
Débit	0.233	0.007**	0.062 (M>B=R)
Caractéristiques du substrat :			
Substrat fin	0.521	NA	0.162
Gravier	0.055 (F<P<O)	NA	0.998
Petites roches	0.695	NA	0.303
Roches moyennes	0.628	NA	0.436
Grosses roches	0.006** (F>O=P)	NA	0.057 (M>B=R)
% Ouverture (ciel, canopée) :			
	<0.001*** (P=F<O)	NA	0.022* (M>B=R)

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05, ' p<0.1

Tableau 3.2 Moyennes et écart types (entre parenthèses) des variables physico-chimiques des cours d'eau par habitat et par site. 1 et 2 indiquent les deux dates d'échantillonnage (juin = 1, septembre = 2).

Variables écologiques	Milieu ouvert	Bande riveraine	Forêt	Roxton Falls	Magog	Brompton
Temp. 1 (°C)	19,1 (5,7)	18,8 (2,9)	19,2 (3,9)	16,1 (0,6)	18,7 (2,9)	23,9 (2,6)
Temp. 2 (°C)	12,7 (3,4)	12,8 (3,0)	12,1 (2,2)	13,1 (0,4)	9,8 (0,6)	15,9 (0,2)
O ₂ 1 (mg/L)	6,1 (0,7)	8,8 (4,7)	9,3 (2,9)	8,6 (2,4)	6,1 (1,3)	9,6 (6,0)
O ₂ 2 (mg/L)	5,5 (0,7)	5,6 (1,4)	5,9 (1,6)	6,8 (0,6)	4,7 (0,1)	5,3 (0,6)
pH 1	7,3 (0,7)	7,7 (1,0)	7,6 (1,1)	6,7 (0,1)	8,2 (0,2)	7,6 (0,8)
pH 2	7,4 (0,5)	7,4 (0,5)	7,4 (0,5)	6,9 (0,1)	7,7 (0,0)	7,7 (0,1)
N 1 (ppm)	0,4 (0,1)	0,7 (0,3)	0,6 (0,0)	0,6 (0,1)	0,5 (0,1)	0,6 (0,5)
N 2 (ppm)	0,4 (0,1)	0,4 (0,2)	0,6 (0,1)	0,5 (0,1)	0,5 (0,0)	0,2 (0,1)
P 1 (µg/L)	16,3 (10,6)	22,2 (12,7)	24,3 (22,7)	25,1 (14,9)	8,9 (0,7)	31,2 (3,8)
P 2 (µg/L)	47,8 (53,0)	18,5 (10,5)	10,1 (2,7)	20,1 (8,0)	9,8 (3,7)	64,7 (62,6)
Coul. 1 (440 nm)	0,019 (0,009)	0,016 (0,007)	0,026 (0,023)	0,028 (0,013)	0,009 (0,001)	0,015 (0,007)
Coul. 2 (440 nm)	0,022 (0,012)	0,027 (0,011)	0,035 (0,015)	0,04 (0,006)	0,024 (0,002)	0,014 (0,004)
Coul. 1 (750 nm)	0,008 (0,006)	0,005 (0,004)	0,007 (0,005)	0,003 (0,002)	0,008 (0,003)	0,012 (0,004)
Coul. 2 (750 nm)	0,007 (0,003)	0,006 (0,004)	0,008 (0,006)	0,005 (0,002)	0,010 (0,002)	0,003 (0,001)
Largeur 1 (m)	1,4 (0,5)	1,6 (0,7)	1,7 (0,7)	1,0 (0,2)	2,1 (0,2)	1,6 (0,4)
Largeur 2 (m)	1,6 (0,7)	2,0 (0,8)	1,9 (0,9)	1,1 (0,2)	2,4 (0,1)	2,0 (0,4)
Profond. 1 (m)	0,2 (0,1)	0,1 (0,1)	0,1 (0,0)	0,1 (0,0)	0,2 (0,0)	0,2 (0,1)
Profond. 2 (m)	0,2 (0,1)	0,2 (0,0)	0,2 (0,1)	0,1 (0,0)	0,2 (0,0)	0,2 (0,1)
Vitesse 1 (m/s)	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	0,2 (0,2)	0,1 (0,0)	0,2 (0,1)	0,0 (0,0)
Vitesse 2 (m/s)	0,3 (0,1)	0,2 (0,1)	0,3 (0,2)	0,2 (0,1)	0,4 (0,1)	0,1 (0,0)
Débit 1 (m³/s)	0,0 (0,0)	0,0 (0,1)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,1 (0,0)	0,0 (0,0)
Débit 2 (m³/s)	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	0,1 (0,2)	0,0 (0,0)	0,2 (0,1)	0,1 (0,0)
Ouverture (%)	83,5 (5,7)	17,6 (9,0)	23,2 (13,9)	35,4 (37,9)	50,3 (34,4)	46,3 (49,5)
Substrat fin (%)	20,5 (28,2)	27,3 (37,8)	8,5 (2,1)	43,7 (33,0)	6,2 (3,4)	5,5 (0,7)
Gravier (%)	47,2 (7,8)	27,7 (10,0)	17,0 (4,2)	30,3 (14,6)	30,8 (14,6)	37,5 (24,7)
Petites roches (%)	19,0 (16,5)	19,7 (15,0)	27,3 (3,9)	11,3 (16,3)	28,5 (4,9)	25,5 (6,4)
Roches moy. (%)	10,0 (11,8)	20,3 (21,8)	23,5 (2,1)	8,7 (14,2)	20,3 (3,8)	25,5 (26,2)
Grosses roches (%)	3,3 (3,5)	4,7 (4,2)	23,8 (8,1)	6,0 (10,4)	14,2 (13,3)	5,5 (3,5)

3.1.2 Espèces

Un total de 18 espèces de poissons a été échantillonné lors des deux séances de pêche électrique dans les trois ruisseaux étudiés. Le site avec la plus forte diversité est Bromptonville avec 13 espèces, alors que Roxton Falls est le site avec la plus faible diversité avec seulement 4 espèces. Tous les sites contenaient majoritairement des cyprinidés, la famille de poissons qui compte le plus grand nombre d'individus trouvés dans les ruisseaux du Québec (appendice A). Les espèces de cyprinidés les plus abondamment capturées durant notre étude sont le naseux noir (*Rhinichthys atratulus*) et le mulot à cornes (*Semotilus cornutus*). Ces deux espèces ont été échantillonnées dans chacun des sites et chacun des habitats. Au total, 1167 naseux noirs et 595 mulots à cornes ont été capturés. Magog est le site où les naseux noirs sont les plus abondants (94%). Le site qui contient le plus de mulot à cornes (52%) est Bromptonville. La troisième espèce de cyprinidés la plus nombreuse est le ventre rouge du nord (*Phoxinus eos*) avec 57 individus capturés seulement à Bromptonville, dont 72% exclusivement dans la bande riveraine. En tout, 772 cyprinidés de moins de 6 cm de longueur et non identifiables (Cyprinidae spp.) ont été capturés partout sauf dans la bande riveraine et la forêt à Magog. Significativement plus de ces petits cyprinidés inconnus ont été capturés à Roxton Falls, (en nombre particulièrement élevé en milieu ouvert), que dans les deux autres sites (tableaux 3.3 et 3.4).

Aussi, deux espèces désignées vulnérables par la loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec, ont été échantillonnées dans les milieux ouverts: le mené d'herbe (*Notropis bifrenatus*) (un individu) à Bromptonville et le fouille-roche gris (*Percina copelandi*) (un individu) à Magog (tableau 3.4).

Une seule espèce de salamandre a été échantillonnée lors de la pêche électrique, soit la salamandre à deux lignes (*Eurycea bislineata*), avec 362 individus capturés et une présence dans chaque site et chaque habitat, sauf dans le milieu ouvert et la bande

riveraine de Roxton Falls. La salamandre à deux lignes est la plus abondante à Magog (appendice A et tableau 3.4).

Au total 6 différentes classes de macro-invertébrés ont été récoltées lors de l'échantillonnage par filet Surber. Les macro-invertébrés communs du site de Magog sont les trichoptères de la famille Glossosomatidae et Hydropsychidae, et les plécoptères de la famille des Perlidae. Les macro-invertébrés communs à Roxton Falls sont les trichoptères de la famille des Limnephilidae (appendice B et tableau 3.3). Il y a une absence d'écrevisses (crustacés, Cambaridae) au site de Roxton Falls (tableau 3.4). Aucune famille de macro-invertébrés commune à tous les sites n'a été identifiée. Le site qui contient le plus de diversité en macro-invertébrés est Magog, suivi de Bromptonville et de Roxton Falls (tableau 3.4). Cependant, la seule famille affectée par un effet habitat est la famille des Haliplidae. On ne les trouve qu'en milieu forestier (tableau 3.3).

Les résultats montrent qu'il y a peu d'effet « habitat » sur l'abondance des poissons et des macro-invertébrés mais on observe plusieurs effets « site ».

Tableau 3.3 Analyse de variance (modèle linéaire à effets mixtes) comparant l'effet de l'habitat et du site sur les espèces (n individus). Les valeurs-P pour l'habitat proviennent du modèle (var~habitat) avec le site comme variable aléatoire. Les valeurs-P pour le site proviennent du modèle (var~habitat+site) avec chaque combinaison site/habitat comme variable aléatoire. Les différences entre habitats et sites ont été obtenues par des analyses de contrastes. R : Roxton Falls ; M : Magog ; B : Bromptonville ; O : habitat ouvert ; P : habitat de bande riveraine de peuplier hybride ; F : habitat de forêt.

Espèces	P _{habitat}	P _{site}
Espèces de poissons :		
Naseux noir	0.518	0.001** (M>R=B)
Mulet à cornes	0.791	0.330
Meunier noir	0.277	0.152
Mené jaune	0.185	0.414
Fouille-roche gris	0.533	0.544
Crapet-soleil	0.939	0.591
Umbre de vase	0.533	0.323
Ventre rouge	0.543	0.056* (B>M=R)
Naseux des rapides	0.533	0.323
Épinoche à cinq épines	0.533	0.323
Perchaude	0.533	0.323
Raseux de terre	0.533	0.544
Truite brune	0.540	0.376
Achigan à grande bouche	0.452	0.192
Achigan à petite bouche	0.533	0.323
Mené d'herbe	0.533	0.323
Menton noir	0.533	0.323
Cyprinidés spp.< 6 cm	0.019* (O>P=F)	0.023* (B=M<R)
Espèces de salamandres aquatiques :		
Salamandre à deux lignes	0.230	0.102

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05, ' p<0.1

Tableau 3.3 (suite). Analyse de variance (modèle linéaire à effets mixtes) comparant l'effet de l'habitat et du site sur les espèces fauniques (n individus).

Ordre et famille	P _{habitat}	P _{site}
Taxons d'invertébrés benthiques :		
Crustacés: Décapodes, Cambaridae	0.250	0.034* (M=B>R)
Odonates: Libellulidae	0.746	0.334
Trichoptères: Limnephilidae	0.520	0.313
Trichoptères: Hydropsychidae	0.313	0.037* (R=B<M)
Trichoptères: Glossosomatidae	0.359	0.121
Trichoptères: Molannidae	0.591	0.677
Trichoptères: Goeridae	0.533	0.323
Éphéméroptères: Ephemerellida	0.533	0.323
Coléoptères: Haliplidae	<0.001*** (O>P=F)	0.745
Coléoptères: Psephenidae	0.452	0.192
Coléoptères: Dystiscidae	0.533	0.323
Coléoptères: Dystiscidae (larves)	0.533	0.323
Plécoptères: Perlidae	0.542	0.051' (R=B<M)
Oligochètes	0.560	0.282

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05, ' p<0.1

Tableau 3. 4 Moyennes et écart types (entre parenthèses) des espèces fauniques par habitat et par site.

Variables fauniques	Milieu Ouvert	Bande riveraine	Forêt	Roxton-Falls	Magog	Bromptonville
achigan à grande bouche	0(0)	1,7(2,9)	2,5(3,5)	0(0)	3,3(2,9)	0(0)
achigan à petite bouche	17,3(30)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	26(36,8)
crapet-soleil	6,7 (11,5)	6,3(11)	3,5(4,9)	0(0)	8,7(9,6)	10(14,1)
Cyprinidae spp.	170 (83,6)	48(81,4)	60(84,9)	171(70,1)	58,3(101)	43(58)
épinuche à cinq épines	4(6,9)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	6(8,5)
fouille-roche gris	0,3(0,6)	0(0)	0(0)	0(0)	0,3(0,6)	0(0)
mené d'herbe	0,3 (0,06)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0,5(0,7)
mené jaune	0,7 (0,6)	0(0)	0(0)	0(0)	0,3(0,6)	0,5(0,7)
menton noir	0,3 (0,6)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0,5(0,7)
meunier noir	50,3(50,5)	12,3(10,8)	8(11,3)	0(0)	27,7(19,3)	60,5(57,3)
mulet à cornes	101 (123,2)	62,7(25,8)	52(39,6)	60(39,9)	35,3(11,5)	154,5(123,7)
naseux des rapides	0 (0)	0(0)	0,5(0,7)	0(0)	0(0)	0,3(0,6)
naseux noir de l'est	164,3 (262,2)	101(167,2)	185,5(210)	17,3(17)	365(90,6)	10(12,7)
perchaude	0,1(0,6)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0,5(0,7)
raseux-de-terre noir	3,3(5,8)	0(0)	0(0)	0(0)	3,3(5,8)	0(0)
truite brune	1,3(2,3)	0(0)	0,5(0,7)	0(0)	1,7(2,1)	0(0)
ombre de vase	0,3(0,6)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0,5(0,7)
ventre rouge du nord	5,3 (9,2)	13,7(23,7)	0(0)	0(0)	0(0)	28,5(17,7)
salamandre à deux lignes	65(56,4)	13,7(11,8)	63(66,5)	5,3(9,2)	74,7(48)	61(56,6)
Cambaridae	36,3(37,6)	17,7(19,8)	2(2,8)	0(0)	17,3(15,3)	57(25,5)
Ceratopogonidae	0(0)	0,7(1,2)	0(0)	0(0)	0(0)	1(1,4)
Chironomidae	0,3(0,6)	0(0)	0(0)	0(0)	0,3(0,6)	0(0)
Corydalinae	0(0)	0(0)	0,5(0,7)	0,3(0,6)	0(0)	0(0)
Dystiscidae (larve)	1,7(2,9)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	2,5(3,5)
Dytiscidae	1(1,7)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	1,5(2,1)
Ephemerellidae	1(1,7)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	1,5(2,1)
Glossosomatidae	0,7(1,2)	2,7(4,6)	7(9,9)	0(0)	8(6)	0(0)
Goeridae	0,3(0,6)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0,5(0,7)
Groupe 1.2*	0(0)	0(0)	6,5(9,2)	0(0)	4,3(7,5)	0(0)
Groupe 3.1**	1,3(2,3)	0(0)	0(0)	0(0)	1,3(2,3)	0(0)
Groupe 4.2***	2(3,5)	3(5,2)	0(0)	2(3,5)	3(5,2)	0(0)
Halplidae	0(0)	0(0)	2(0)	0,7(1,2)	0,7(1,2)	0(0)
Hirudidae	0,3(0,6)	0(0)	0(0)	0,3(0,6)	0(0)	0(0)
Hydropsychidae	2(2,6)	1(1,7)	1(1,4)	0(0)	3,3(1,5)	0,5(0,7)

Tableau 3.4 (suite) Moyennes et écart types (entre parenthèses) des variables fauniques par habitat et par site.

Variables fauniques	Milieu Ouvert	Bande riveraine	Forêt	Roxton-Falls	Magog	Bromptonville
Limnephilidae	2,7(4,6)	14,7(25,4)	2,5(3,5)	19(21,7)	0(0)	0(0)
Lymnaeidae	1(1)	0,3(0,6)	0,5(0,7)	0(0)	1(1)	1(0)
Molannidae	0,3(0,6)	2(2,6)	2,5(3,5)	2,3(2,3)	1,7(2,9)	0(0)
Nematoda	3,3(5,8)	0(0)	0(0)	0(0)	3,3(5,8)	0(0)
Odonata	0(0)	0,7(1,2)	0(0)	0(0)	0,7(1,2)	0(0)
Oligochaeta	30,3(52,5)	2,3(2,5)	1,5(2,1)	1,7(1,5)	0(0)	48(60,8)
Perlidae	10,3(17,9)	4(6,9)	9(12,7)	0(0)	20,3(9,7)	0(0)
Physidae	0,3(0,6)	0,7(1,2)	0(0)	0,3(0,6)	0(0)	1(1,4)
Psephenidae	0(0)	0,3(0,6)	0,5(0,7)	0(0)	0,7(0,6)	0(0)
Tipulidae	2(3,5)	1,7(2,9)	3(1,4)	1,3(2,3)	4,3(2,1)	0(0)

* Groupe regroupant les familles Ameletidae, Siphonuridae, Baetidae et Metretopodidae

**Groupe regroupant les familles Perlodidae, Capniidae, Chloroperlidae, Leuctridae, Nemouridae et Taeniopterygidae

***Groupe regroupant les familles Elmidae, Dryopidae, Hydrophilidae

3.2 Ordinations

3.2.1 Analyse en composantes principales (ACP)

Dans l'ACP, (portant seulement sur les données de variables environnementales), l'axe 1 sépare les sites, Magog à droite (côté positif de l'axe), Roxton-Falls à gauche (côté négatif de l'axe) et Bromptonville qui est au milieu. L'axe 2 sépare les habitats. Les habitats ouverts sont tous groupés du côté positif de l'axe 2, les deux habitats forestiers sont tous groupés du côté négatif de l'axe 2 avec deux habitats de bandes riveraines, celle de Bromptonville et de Roxton Falls. La bande riveraine de Magog est située du côté positif de l'axe, car c'est la bande avec le plus faible couvert forestier (plus d'ouverture). On peut observer, d'après les corrélations des variables environnementales avec les axes de l'ordination d'ACP, que Roxton-Falls est un site avec une granulométrie du substrat qui est majoritairement fine. Tandis que Magog est un site à pH, largeur, surface, pourcentage de gravier, couleur à 750 nm et profondeur élevés. Le ruisseau de Bromptonville est plus semblable à celui de Magog en termes des variables physico-chimiques (figure 3.1 et tableau 3.5).

Pour les différences entre habitats, la présence d'azote (N) dans l'eau est élevée dans la bande riveraine et la forêt à Roxton-Falls, dans la bande riveraine à Bromptonville et dans la forêt à Magog. On peut aussi voir que la canopée est plus ouverte et qu'il y a plus de petit gravier dans les ruisseaux en milieux ouverts (tableau 3.5).

L'oxygène dissous est fortement et négativement corrélée à l'axe 2, ce qui indique que l'eau dans les ruisseaux se trouvant dans les forêts et les bandes riveraines de Roxton-Falls et de Bromptonville est plus oxygénée (tableau 3.5)..

Il semble clair que les facteurs environnementaux sont déterminés bien plus par le site que par l'habitat.

3.2.2 Analyse par cadrage multidimensionnel non-métrique (CMDN)

L'ordination CMDN est construite seulement à partir des données d'abondance des organismes (poissons, salamandres et macro-invertébrés). Les deux diagrammes (figures 3.2a et 3.2b) sont similaires, il y a seulement les variables illustrées (abondance des espèces et variables physico-chimiques) qui changent. L'une présente des vecteurs de corrélation avec les axes de facteurs environnementaux (figure 3.2a), et l'autre présente des vecteurs de corrélation avec les axes de l'abondance des espèces (figure 3.2b).

Le pH est fortement et positivement corrélé à l'axe 1, le substrat fin est fortement et négativement corrélé à l'axe 1, et la température est fortement et positivement corrélée à l'axe 2 de l'ordination CMDN (figure 3.2a, tableau 3.6).

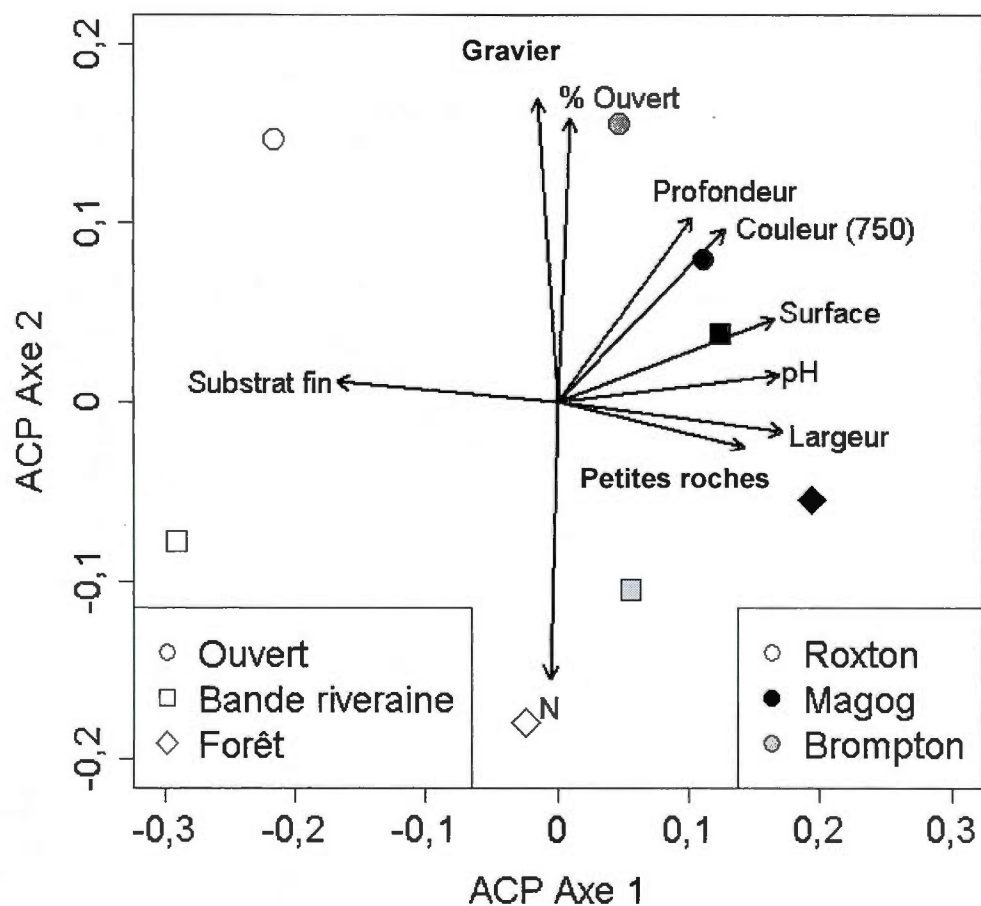


Figure 3.1 Analyse en composantes principales (ACP) des variables environnementales montrant les corrélations des variables avec les axes. La « Surface » est la surface (moyenne) de la section du ruisseau (profondeur x largeur); « % Ouvert » est le % d'ouverture du couvert forestier ou de ciel. Le pourcentage de variance expliqué par l'axe 1 est 53,7% et 28,1% par l'axe 2.

Tableau 3.5 Corrélations des variables physico-chimiques de l'eau avec les axes de l'ordination d'ACP (figure 3.1).

Variables environnementales	ACP1	ACP2	r²	Pr(>r)
Caractéristiques de l'eau :				
Température	0.95	0.30	0.04	0.918
Oxygène	-0.29	-0.96	0.69	0.066 *
pH	1.00	0.08	0.85	0.021 *
N	-0.04	-1.00	0.78	0.015 *
P	-0.35	0.94	0.07	0.876
Couleur (440)	-0.64	-0.77	0.58	0.100 *
Couleur (750)	0.80	0.60	0.80	0.023 *
Caractéristiques du ruisseau :				
Largeur	1.00	-0.10	0.86	0.015 *
Profondeur	0.70	0.71	0.73	0.041 *
Vitesse	0.87	0.50	0.27	0.452
Surface de section du ruisseau	0.96	0.27	0.86	0.011 *
Débit	0.99	0.11	0.54	0.141
Caractéristiques du substrat :				
Substrat fin	-1.00	0.07	0.84	0.020 *
Gravier	-0.09	1.00	0.85	0.009 **
Petite roches	0.98	-0.18	0.72	0.036 *
Roches moyennes	0.63	-0.78	0.68	0.059 *
Grosses roches	0.65	-0.76	0.64	0.083 *
% Ouverture (ciel, canopée) :	0.06	1.00	0.79	0.036 *

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05, ° p<0.1

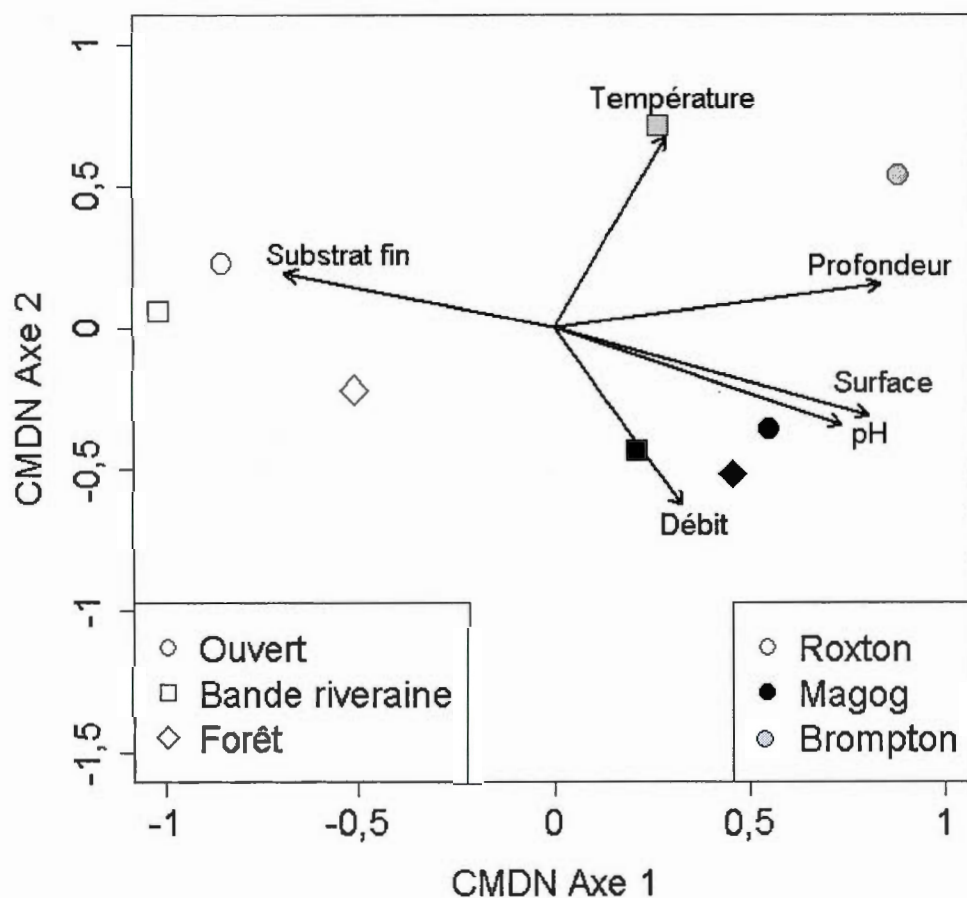


Figure 3.2a Ordination des données d'espèces par cadrage multidimensionnel non-métrique (CMDN avec double standardisation Wisconsin et transformation racine carrée) avec corrélations des variables physico-chimiques avec les axes. Les flèches représentent les variables environnementales significativement corrélées avec les axes ($p < 0.05$). La « Surface » est la surface (moyenne) de la section du ruisseau (profondeur x largeur).

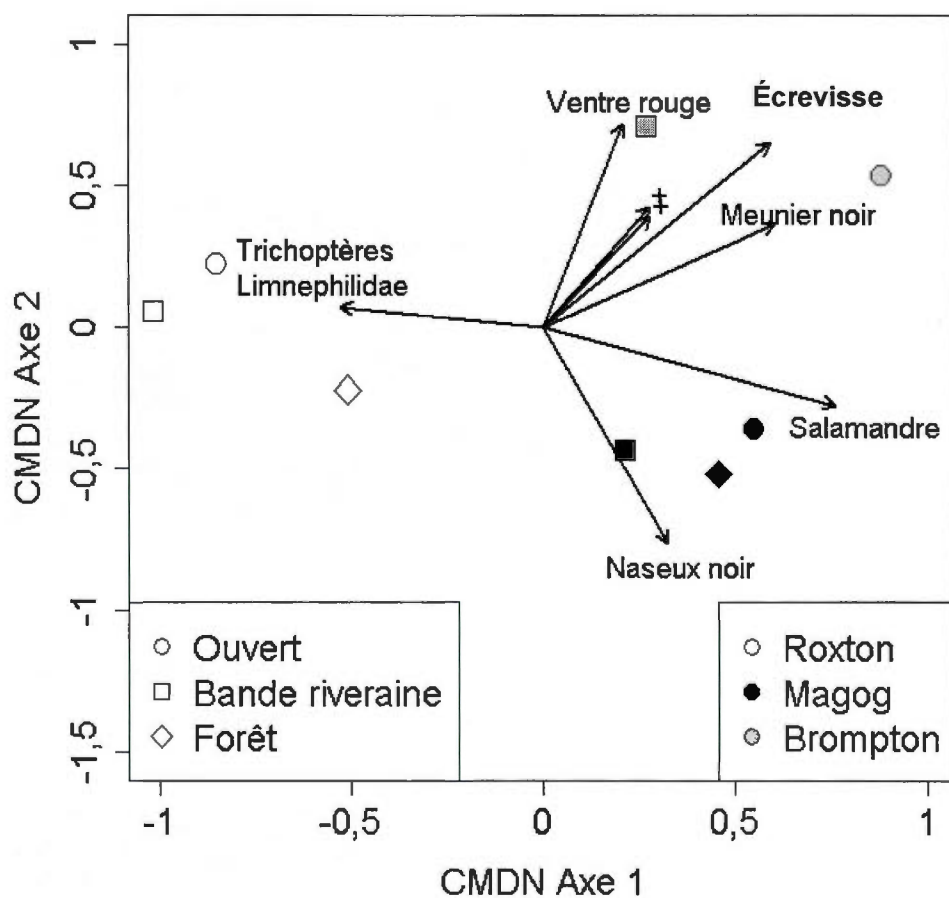


Figure 3.2b Ordination des données d'espèces par cadrage multidimensionnel non-métrique (CMDN avec double standardisation Wisconsin et transformation racine carrée) avec corrélations des espèces avec les axes. Les flèches représentent les variables « espèces » significativement corrélées avec les axes ($p < 0.05$). Les deux symboles + représentent un grand groupe d'espèces (Coléoptère Dystiscidae, Coléoptère Dystiscidae (larves), Éphéméroptère Ephemerellidae, Trichoptère Goeridae, Menton noir, Mené d'herbe, Achigan à petite bouche, Perchaude, Épinoche à cinq épines, Naseux des rapides, Umbre de vase).

Tableau 3.6 Corrélations des variables environnementales avec les axes de l'ordination CMDN (figure 3.2a)

Variables environnementales	CMDN 1	CMDN 2	r ²	Pr(>r)
Caractéristiques de l'eau :				
Température	0.39	0.92	0.73	0.037*
Oxygène	-0.55	0.84	0.35	0.322
pH	0.91	-0.42	0.74	0.049*
N	-0.64	-0.77	0.32	0.391
P	0.26	0.97	0.54	0.077*
Couleur (440 nm)	-1.00	-0.09	0.51	0.153
Couleur (750 nm)	0.92	-0.40	0.70	0.058*
Caractéristiques du ruisseau :				
Largeur	0.81	-0.58	0.71	0.056*
Profondeur	0.98	0.18	0.85	0.012*
Vitesse	0.22	-0.98	0.58	0.106
Surface de section du ruisseau	0.93	-0.36	0.86	0.013*
Débit	0.46	-0.89	0.71	0.042*
Caractéristiques du substrat :				
Substrat fin	-0.96	0.27	0.71	0.045*
Gravier	0.47	0.88	0.12	0.700
Petites roches	0.85	-0.53	0.66	0.065*
Roches moyennes	0.97	0.23	0.18	0.600
Grosses roches	0.34	-0.94	0.36	0.326
% Ouverture (ciel, canopée)	0.97	0.22	0.12	0.715

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05, ° p<0.1

Tableau 3.7 Corrélations des espèces avec les axes de l'ordination CMDN (figure 3.2b)

Espèces	CMDN 1	CMDN 2	r^2	Pr(>r)
Espèces de poissons :				
Naseux noir	0.39	-0.92	0.83	0.026*
Mulet à cornes	0.43	0.90	0.43	0.213
Meunier noir	0.86	0.52	0.71	0.031*
Mené jaune	0.96	0.28	0.41	0.207
Fouille-roche gris	0.55	-0.83	0.20	0.645
Crapet-soleil	0.99	-0.11	0.33	0.334
Umbre de vase	0.58	0.81	0.48	0.001***
Ventre rouge	0.28	0.96	0.75	0.023 *
Naseux des rapides	0.58	0.81	0.48	0.001***
Épinoche à cinq épines	0.58	0.81	0.48	0.001***
Perchaude	0.58	0.81	0.48	0.001***
Raseux de terre	0.55	-0.83	0.20	0.645
Truite brune	0.51	-0.86	0.33	0.342
Achigan à grande bouche	0.29	-0.96	0.50	0.092*
Achigan à petite bouche	0.58	0.81	0.48	0.001***
Mené d'herbe	0.58	0.81	0.48	0.001***
Menton noir	0.58	0.81	0.48	0.001***
Cyprinidés spp. < 6 cm	-0.98	0.20	0.30	0.399
Espèces de salamandres aquatiques :				
Salamandre à deux lignes	0.94	-0.34	0.81	0.030 *
Espèces d'invertébrés benthiques :				
Crustacés : Décapodes, Cambaridae	0.67	0.74	0.88	0.001***
Odonates: Libellulidae	-0.99	-0.16	0.50	0.185
Trichoptères: Limnephilidae	-0.99	0.14	0.53	0.055*
Trichoptères: Hydropsychidae	0.53	-0.85	0.70	0.066*
Trichoptères: Glossosomatidae	0.33	-0.94	0.59	0.060*
Trichoptères: Molannidae	-0.43	-0.90	0.27	0.425
Trichoptères: Goeridae	0.58	0.81	0.48	0.001***
Éphéméroptères: Ephemerellida	0.58	0.81	0.48	0.001***
Coléoptères: Haliplidae	-0.03	-1.00	0.25	0.438
Coléoptères: Psephenidae	0.29	-0.96	0.50	0.092*
Coléoptères: Dystiscidae	0.58	0.81	0.48	0.001
Coléoptères: Dystiscidae (larves)	0.58	0.81	0.48	0.001***
Plécoptères: Perlidae	0.43	-0.90	0.70	0.074*
Oligochètes	0.55	0.84	0.51	0.022*

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05, . p<0.1

Le meunier noir et la salamandre à deux lignes sont fortement et positivement corrélés à l'axe 1. Les Trichoptères, Limnephilidae (benthos) sont fortement et négativement corrélés à l'axe 1. Le naseux noir, l'achigan à grande bouche, et le benthos des familles Psephenidae, Perlidae, Glossosomatidae sont fortement et négativement corrélés à l'axe 2. Une dizaine d'espèces, dont le ventre rouge et le benthos de la famille des Goeridae, sont corrélées fortement et positivement à l'axe 2 (tableau 3.7).

Tel que détecté par l'ANOVA, le naseux noir est fortement associé au site de Magog par sa grande abondance dans ce site. Le ventre rouge et les écrevisses (crustacés décapodes) sont fortement associés au site de Bromptonville (figure 3.2b). Tel que l'indique le tableau 3.4, le meunier noir est lié avec le milieu ouvert du site de Bromptonville. La salamandre à deux lignes se trouve le plus abondamment au site de Magog. Enfin, les Limnephilidae sont associés avec le milieu de bande riveraine à Roxton-Falls.

Les facteurs physico-chimiques des ruisseaux déterminent fortement la composition de la faune aquatique. Plus précisément, les espèces trouvées et leur nombre sont déterminés plutôt par les sites et très peu par les habitats (ouvert, bande riveraine, forêt).

L'axe 1 de l'ordination CMDN sépare les différents sites, tout comme dans l'ACP, bien que ces deux ordinations furent construites à partir de deux jeux de données différents (CMDN = données d'abondance d'espèces; ACP = données des variables environnementales). Toutefois, la séparation entre les sites est moins nette que dans l'ACP. Dans l'ordination CMDN, le site de Roxton Falls est isolé du côté négatif de l'axe 1 et clairement associé à des substrats fins (figure 3.2a) et à la présence abondante de trichoptères de la famille des Limnephilidae (figure 3.2b). Les sites de Bromptonville et de Magog sont tous les deux situés du côté positif de l'axe 1. Ces deux sites se différencient ensuite sur l'axe 2, avec le site de Bromptonville situé du

côté positif de l'axe 2 et associé à une température plus élevée et à une plus grande profondeur de l'eau (figure 3.2a), ainsi qu'à la présence et à l'abondance du ventre rouge (exclusif à ce site), du meunier noir et des écrevisses (figure 3.2b). Un grand groupe d'espèces est uniquement présent au site de Bromptonville (plusieurs types de benthos, le menton noir, le mené d'herbe, l'achigan à petite bouche, la perchaude, l'épinoche à cinq épines et l'ombre de vase). Le site de Magog est situé du côté négatif de l'axe 2 et associé à un plus fort débit et à un pH plus élevé de l'eau (figure 3.2a), ainsi qu'à la plus grande abondance, parmi tous les sites, du naseux noir et de la salamandre à deux lignes.

Il y a une association forte entre l'abondance du naseux noir et de la salamandre à deux lignes et le débit du ruisseau (figure 3.2b). La salamandre deux lignes a plusieurs facteurs associés à sa présence et à son abondance, dont la surface, la largeur et la profondeur du cours d'eau, essentiellement sa grande taille, ainsi que le pH de l'eau. On peut considérer cette salamandre comme un bon indicateur car son habitat optimal se situe dans les gros cours d'eau agricoles avec une bonne qualité de l'eau. Les petits cours d'eau à débit faible et à pH bas sont des environnements non propices pour la salamandre à deux lignes. On peut aussi noter une association entre le ventre rouge, les écrevisses et le meunier noir et la haute température des cours d'eau. Ces espèces sont tolérantes à une température plus élevée de l'eau et indicatrices d'un cours d'eau à débit faible (figures 3.2a et b).

4. DISCUSSION

Est-ce que le fait d'avoir planté des bandes riveraines de peupliers hybrides le long des ruisseaux étudiés a affecté la faune aquatique (les poissons) de façon positive, c'est-à-dire en la rendant plus semblable à la faune aquatique que l'on trouverait dans un ruisseau sous une forêt naturelle, ou bien si au contraire la faune aquatique sous les bandes plantées ressemble toujours plus à la faune aquatique que l'on pourrait trouver dans un ruisseau en milieu agricole ouvert? La réponse à cette question semble que le fait de planter des bandes riveraines affecte de façon minimale la faune aquatique. En effet, très peu de facteurs environnementaux et d'espèces sont différents entre les ruisseaux situés en milieu de champ ouvert, en forêt naturelle et ceux situés sous les bandes riveraines. Par contre, il y a plusieurs différences marquées entre les sites, autant au niveau des variables environnementales que des espèces retrouvées et de leur abondance. Nous allons discuter en premier des effets de l'habitat et ensuite des effets du site.

4.1 Facteurs environnementaux associés aux milieux

4.1.1 Caractéristiques du cours d'eau

L'effet « date » est très important car les ruisseaux avaient tous un volume d'eau beaucoup plus élevé durant l'échantillonnage de septembre (ce qui se reflète sur la largeur, la profondeur, la vitesse du courant et le débit). Cela est en rapport avec la température moyenne quotidienne qui affecte l'évaporation de l'eau dans les ruisseaux, par exemple la température moyenne quotidienne à Bromptonville du mois de juin est de 17,8° C, et celle de septembre est de 13,5° C (Environnement Canada, 2012). Les débits des ruisseaux ne sont maintenus que par les eaux souterraines lors des périodes d'étiage (estival et hivernal). Donc, avec le redressement des ruisseaux en milieu agricole (drainage des milieux humides et abaissement des nappes), durant

les périodes d'étiage estival les eaux souterraines atteignent leur minimum et ne peuvent plus alimenter les cours d'eau (Paquet *et al.*, 2004). Ceci est bien connu et peut expliquer l'assèchement complet de certains ruisseaux durant l'été.

Pour ce qui de l'effet de l'habitat, on peut noter plusieurs différences des caractéristiques des cours d'eau en raison du redressement des ruisseaux afin d'améliorer le drainage des terres agricoles situées en bordure de ces cours d'eau. Les ruisseaux ont été aménagés (creusés) dans les milieux agricoles, ce qui explique bien généralement la profondeur uniforme des ruisseaux dans le milieu ouvert et en bande riveraine, elle même encore récemment un milieu agricole avant la plantation des arbres en 2003. La haute vitesse du courant dans les forêts peut se traduire par le fait que la vitesse moyenne d'un cours d'eau augmente avec sa déclivité (les ruisseaux dans les champs ont une pente plus faible car les champs furent établis à l'origine dans des milieux relativement plats). De plus, la vitesse d'un cours d'eau diminue avec la rugosité du fond. La présence d'obstacles, tels que les grosses roches ou bien les branches, rend la vitesse de l'écoulement hétérogène (Weiss et Clark, 2011). Ceci explique l'écart type élevé de la vitesse moyenne du courant dans les forêts.

4.1.2 Caractéristiques de l'eau

On observe un grand effet de la date sur la température de l'eau. Ceci s'explique par le fait que la température moyenne est plus basse en septembre qu'en juin. Toutefois, hors la température, il n'y a aucune autre variation saisonnière des caractéristiques de l'eau, à l'exception de l'absorbance de l'eau à la longueur d'onde de 440 nm. L'absorbance est plus élevée durant la deuxième période d'échantillonnage, ce qui indique que la quantité de carbone organique dissous est plus élevée à cette date. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'il y a une variabilité saisonnière entre la concentration de carbone organique dissous et les changements de débit. L'apport élevé en eau via

les précipitations favorise le lessivage du carbone organique (Turmel *et al.*, 2005). Les variations de la concentration de carbone organique dissous concordent avec les données des valeurs observées dans plusieurs autres petits cours d'eau du nord-est de l'Amérique du Nord (Mcdowell et Wood, 1984).

Contrairement à l'affirmation que "plus la température est élevée, plus la solubilité de l'oxygène dans l'eau est faible", les variations de la teneur en oxygène dissous ne concordent pas avec cet énoncé dans notre étude. La teneur en oxygène dissous d'un milieu aquatique change en permanence sous l'influence de processus chimiques, physiques et biologiques (Hébert et Légaré, 2000) et n'est pas entièrement régulé par la température de l'eau.

Pour ce qui est de l'effet « habitat », la bande riveraine a recréé un milieu dont certaines caractéristiques de l'eau ressemblent plus à un milieu de ruisseau forestier qu'à un ruisseau en milieu agricole ouvert. La quantité d'oxygène dissous, d'azote, de phosphore et la valeur du pH dans les ruisseaux bordée de bandes riveraines sont très comparables à celles de la forêt. L'oxygène dissous est le plus élevé dans les eaux des ruisseaux se trouvant dans les forêts, car ceux-ci ont une pente plus forte et contiennent beaucoup de gros obstacles (branches et roches) qui entraînent une oxygénation accrue de l'eau (Belt *et al.*, 1992). La raison pour laquelle l'oxygène dissous est élevé dans les ruisseaux de bandes riveraines n'est pas la présence d'une canopée plus fermée, mais surtout la présence de branches, de tronc d'arbres et de la réduction des nutriments, qui peuvent augmenter l'eutrophisation de l'eau, qui elle pourra réduire la concentration en oxygène dissous (Organisme de bassin versant du Saguenay, 2012).

D'après les critères de qualité d'eau de surface définis par le MDDEP, les valeurs de pH, à toutes les stations, sont conformes aux limites permises pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques), qui se situent entre 6,5 et 8,5.

4.1.3 Caractéristiques du substrat

La présence de grosses roches a sans aucun doute empêché, lors de la colonisation, la transformation de la forêt en milieu agricole. C'est pourquoi on peut trouver des grosses roches seulement dans les milieux forestiers. Dans les milieux agricoles et de bande riveraine (des terres agricoles il y a 9 ans) on trouve une majorité de substrats de petites tailles. Donc, pour ce qui est des caractéristiques du substrat, les ruisseaux en bandes riveraines ressemblent plus à ceux en milieux ouverts.

4.2. Espèces associées aux milieux

4.2.1 Invertébrés

Chaque organisme possède des exigences écologiques particulières, telles que l'oxygénation de l'eau, la nature de la granulométrie du substrat, ou bien la température de l'eau. La distribution et l'abondance du benthos dans les ruisseaux sont influencées par une variété de paramètres physiques, chimiques et biologiques (ex. prédation) (Peckarsky *et al.*, 1990). Les ruisseaux en bandes riveraines étaient encore tout récemment dans des milieux agricoles, donc la granulométrie de ces ruisseaux ressemble beaucoup à celle des ruisseaux en milieux ouverts. Toutefois, la quantité d'oxygène dissous, le pH et la température de l'eau ressemblent plus à ce qui est observé dans les ruisseaux en forêt.

En Estrie, on trouve des écrevisses le plus souvent dans les petits cours d'eau à eau claire, au courant modéré et à fond de gravier (Dubé et Desroches, 2007). On trouve plus d'écrevisses en bandes riveraines et en milieux ouverts qu'en milieux forestiers, qui ont un substrat avec plus de grosses roches.

L'oxygène dissous est un paramètre très important pour les organismes benthiques. Cependant, la majorité des oligochètes et diptères peuvent tolérer des conditions

anoxiques. De plus, les oligochètes fréquentent les habitats qui reçoivent de la pollution organique (Peckarsky *et al.*, 1990). Ces caractéristiques se rapprochent le plus de celles des ruisseaux en milieu agricole ouvert. C'est pourquoi on trouve très peu d'oligochètes dans les cours d'eau en bande riveraine et en forêt. La raison pour laquelle on trouve des haplides seulement en milieu forestier est que cette famille d'insectes se trouve fréquemment dans les eaux bien oxygénées et avec un courant rapide.

4.2.2 Vertébrés

Dans l'ensemble, l'échantillonnage réalisé au cours de l'été 2011 a été une réussite et a apporté certaines surprises. Il a été possible d'observer la présence de deux espèces vulnérables, le fouille-roche gris et le mené d'herbe, et d'une espèce de salmonidés, la truite brune. Grâce à la pêche électrique, plusieurs espèces ont été capturées, ce qui nous a permis de dresser un portrait des communautés ichthyennes des ruisseaux. L'abondance de la truite est globalement faible. Il est à noter qu'elle n'est jamais forte dans les cours d'eau de faibles dimensions (Scott et Crossman, 1973). Les analyses statistiques ont permis d'identifier plus clairement les paramètres qui expliquent l'abondance et la distribution des différentes espèces dans les sites et les habitats.

En Estrie, quatre cours d'eau ont été sélectionnés pour faire partie du projet de la COGESAF (2010) et 18 espèces ont été échantillonnées durant cette étude. Les deux espèces les plus communes et les plus abondantes étaient le naseux noir et le mulot à cornes, deux espèces tolérantes à la pollution (COGESAF, 2010). Nos résultats confirment ces observations, en termes d'espèces les plus communes et en termes du nombre total d'espèces capturées. Le mulot à corne est l'une des espèces les plus communes dans les cours d'eau du Québec et son abondance dans les bandes riveraines ressemble plus à celle trouvée en forêt (Bernatchez et Giroux, 2000).

Selon Johnson et Jennings (1998), la plupart des jeunes poissons sont associés à la végétation qui se trouve dans les cours d'eau. Ceci pourrait expliquer la forte présence des petits Cyprinidés (moins de 6 cm de longueur) dans les milieux ouverts, spécialement à Roxton-Falls où l'on a observé une forte quantité de végétation submergée.

L'abondance du crapet-soleil, du meunier noir et de l'achigan à petite bouche dans les cours d'eau en bandes riveraines est similaire à celle en ruisseaux en forêt. Ces espèces sont plus abondantes dans les milieux ouverts en raison de leurs préférences d'habitat (eau chaude, cours d'eau peu profonds à faible vitesse du courant, des fosses profondes avec substrats rocheux ou bien vaseux). L'achigan à grande bouche et l'achigan à petite bouche préfèrent des habitats différents ; leur présence dans un milieu se chevauche donc très rarement (Scott et Crossman, 1973).

Au Québec, le fouille-roche gris est capturé le plus souvent dans les ruisseaux ou les rivières à fond sableux couvert partiellement de gravier, avec une vitesse de courant nulle ou bien très faible, et une profondeur inférieure à 60cm (Lapointe, 1997). De plus, cette espèce fréquente les cours d'eau en milieu agricole à un moment ou l'autre de son cycle de vie (Paquet *et al.*, 2004). La principale menace qui rend cette espèce vulnérable est la détérioration et la perte de son habitat suite au développement agricole et urbain. Les nouvelles pratiques agricoles entraînent l'érosion et la sédimentation des petits cours d'eau où se trouve le fouille-roche gris. La capacité de se nourrir, la disponibilité des proies larvaires et des sites de ponte de bonne qualité sont affectés par l'envasement. D'après les données historiques et les inventaires récents de la présence du fouille-roche gris au Québec, cette espèce a été observée pour la dernière fois en 1977 dans la Rivière aux Bleuets et dans la Rivière Yamaska sud-est en 1995 en Estrie (Équipe de rétablissement du fouille-roche gris, 2001). Le peu d'intérêt porté à cette espèce est dû à sa rareté et à sa petite taille. De plus, le fouille-roche gris n'a aucune importance économique et son rôle dans l'environnement

est peu connu (Lapointe, 1997). Toutefois, le fouille-roche gris est une espèce indigène du Québec qui contribue à la biodiversité des écosystèmes aquatiques et qui doit être protégée.

Le mené d'herbe préfère les eaux chaudes et herbeuses à courant faible et à fonds très variés: sable, gravier, limon et débris végétaux. Cette espèce s'alimente à la vue et c'est pourquoi elle préfère les eaux claires. Cependant, le mené d'herbe utilise les zones où il y a une grande abondance de plantes aquatiques pour frayer (ex. peuplements de myriophylle indigène (*Myriophyllum* spp.)). De plus, les larves et juvéniles dépendent de cette végétation pour leur survie (Équipe de rétablissement des cyprinidés et des petits percidés, 2012 ; Robitaille, 2005). Le mené d'herbe subit plusieurs menaces qui le rendent vulnérable: destruction de la végétation riveraine et aquatique, l'apport excessif de nutriments et de sédiments, captures accidentelles, propagation de maladie et de parasite, etc. En Estrie cette espèce a été observée la dernière fois en 2007 dans le lac Magog et en 1964 dans le Lac Memphrémagog. Le mené d'herbe, tel que le fouille-roche gris, n'a aucune valeur économique. Mais, il a une valeur écologique comme poisson-fourrage. C'est une des principales ressources alimentaires de certains poissons, comme le brochet maillé. Le mené d'herbe est une espèce très intolérante aux perturbations et sa présence dans les cours d'eau est un bon indicateur de la qualité de l'habitat (Équipe de rétablissement des cyprinidés et des petits percidés, 2012).

Plusieurs travaux montrent que les cours d'eau dans les milieux agricoles et qui ont des zones riveraines boisées renferment un plus grand nombre d'espèces (Roy *et al.*, 2007 ; Stauffer *et al.*, 2000) (Allan, 2004 ; Platts, 1979). Toutefois, d'autres travaux montrent que l'absence de différence significative entre les habitats, dans l'abondance et la diversité des poissons, est due à des études qui ont été faites dans des trop courtes sections déboisées, ce qui réduit fortement l'effet « habitat » sur la faune ichthyenne (Sweeney *et al.*, 2004). Par exemple, dans une étude, Burnett (2001) a

montré que la structure et l'abondance des poissons étaient insensibles à la déforestation sur 1 km.

La salamandre à deux lignes ne semble pas affectée par la différence des milieux dans notre étude. La couverture de la canopée a un effet positif, mais très mineur sur l'abondance et la répartition de cette espèce. L'abondance des salamandres à deux lignes est liée à plusieurs facteurs, non seulement à l'ouverture de la canopée (Barr et Babbitt, 2002).

4.3 Facteurs environnementaux associés aux sites

4.3.1 Caractéristiques du ruisseau

Pour les caractéristiques des cours d'eau, les effets sites sont beaucoup plus forts que les effets habitats. Magog est le site avec la largeur, la profondeur, la vitesse du courant et le débit du ruisseau les plus grands. La raison pour laquelle la vitesse et le débit du ruisseau de Bromptonville sont si faibles est que le début des cours d'eau des deux habitats était bloqué par des ponceaux mal aménagés. Le courant de l'eau du ruisseau de Roxton-Falls était quasiment nul à partir de la bande riveraine.

Le ruisseau de Bromptonville est le plus chaud en raison de son eau plus stagnante que celle des autres sites. Roxton Falls est le site où l'eau du ruisseau est la plus acide à cause de la granulométrie du fond. Les ruisseaux qui ont des substrats sableux ont un pH plus acide. De plus, le ruisseau de Roxton Falls est celui qui contient la concentration de carbone organique dissous la plus élevée, ce qui contribue aussi à l'acidification de l'eau (Pourriot et Meybeck, 1995). Enfin, la forte concentration de phosphore dans l'eau des ruisseaux à Roxton-Falls et à Bromptonville est probablement due à leurs emplacements locaux. Ces deux sites sont des terres agricoles, reliées par des petits ruisseaux aux autres terres agricoles voisines, ce qui augmente la concentration du phosphore dans leurs eaux. À Roxton Falls le milieu

ouvert était bordé sur les deux berges par une culture de soya. À Bromptonville, un parc à bétail bordait le ruisseau au niveau de la bande riveraine.

Le ruisseau de Roxton Falls est celui qui contient le plus grand pourcentage de surface de substrat fin et celui de Magog est celui qui contient le plus de grosses roches. Ceci pourrait être associé au fait que Roxton Falls est probablement le site qui a été le plus fortement modifié, avec un plus fort redressement et un rééquilibrage de son cours d'eau.

4.4 Espèces associées aux sites

4.4.1 Invertébrés

Les macro-invertébrés benthiques sont considérés comme de très bons indicateurs biologiques. Grace aux échantillons de benthos prélevés, la qualité des milieux et des sites peut être déterminée en utilisant l'indice IBGN. Dans chacun des ruisseaux, les macro-invertébrés peuvent être confrontés à des pollutions ponctuelles ou bien chroniques qui feront disparaître certaines espèces sensibles et activer le développement d'autres. Suivant l'IBNG que nous avons calculé (voir appendice F), le ruisseau de Magog a été défini comme étant un cours d'eau de très bonne qualité. Le ruisseau de Magog possède des macro-invertébrés (ex. Perlidés et Glossosomatidés) très sensibles à la pollution et leur présence en grand nombre indique une eau bien oxygénée et de très bonne qualité (AFNOR, 2004 ; Friberg *et al.*, 2010) .

La forte présence de dytiques et d'oligochètes à Bromptonville peut s'expliquer par le fait que ce site contient le plus de polluants organiques. L'absence d'écrevisses à Roxton Falls résulterait du faible pH de l'eau, qui est un facteur limitant pour ces organismes qui sont très intolérants à l'acidification de l'eau (Schindler et Turner, 1982). De plus, le substrat est plutôt argileux, ce qui crée un environnement non

favorable pour les écrevisses (absence de roches). Roxton Falls est aussi le site qui contient le moins de diversité, car très peu d'espèces peuvent habiter dans les zones sableuses (Weber, 1973).

4.4.2 Vertébrés

Une combinaison de variables physico-chimiques explique l'abondance et la distribution de différentes espèces de poissons dans les sites. Si on ne voit pas beaucoup de différence entre les habitats, on en voit par contre beaucoup entre les sites. Le fait que deux espèces tolérantes à la pollution (et à une tolérance intermédiaire à la perturbation) soient les deux espèces les plus abondantes dans notre étude (naseux noir et mulot à cornes) indique que les ruisseaux étudiés ne sont pas de très bonne qualité. Le fait que le ruisseau de Magog semble être en meilleure santé (meilleure qualité d'eau) est reflété par le fait que les quatre espèces relativement intolérantes à la pollution se trouvent exclusivement à Magog (fouille-roche gris, naseux des rapides, truite brune, raseux de terre noir).

Les habitats favorables aux centrarchidés (crapet-soleil, achigan à petite bouche, achigan à grande bouche) se caractérisent par une granulométrie rocheuse. La reproduction semble être un facteur important qui expliquerait la grande répartition de cette famille. Chez le crapet-soleil et l'achigan, le succès de reproduction est grandement amélioré par le comportement de gardiennage, qui accroît le taux de survie des alevins (Scott et Crossman, 1973). En plus, de sa granulométrie fine, impropre au centrarchidés, le ruisseau de Roxton Falls est celui contenant l'eau de la plus faible qualité (eau acide).

L'abondance de salamandres à deux lignes varie de manière significative en fonction des sites. La salamandre à deux lignes est sensible à plusieurs facteurs tels que le pH, la température de l'eau et la nature du lit des cours d'eau. L'acidification de l'eau peut réduire la disponibilité de la nourriture et le taux d'alimentation de cette espèce, ce qui peut entraîner des diminutions d'abondance. De plus, les substrats de type grossier (petites roches) offrent des espaces de refuge contre la prédation pour les salamandres (Barr et Babbitt, 2002 ; Campbell Grant *et al.*, 2005). Ceci expliquerait pourquoi les salamandres sont très rares à Roxton Falls, un site avec une eau plus acide que celle des autres sites et avec la granulométrie du fond la plus fine.

4.5. La valeur écologique des ruisseaux en milieu agricole

Malgré le fait que les cours d'eau soient relativement étroits et que le niveau d'eau soit parfois très faible, le territoire agricole renferme de nombreux habitats pour la faune aquatique. En effet, plusieurs espèces de poissons fréquentent les cours d'eau en milieu agricole. Les producteurs agricoles sont souvent surpris par le fait que leurs petits cours d'eau abritent des espèces comme le fouille-roche gris ou bien le mené d'herbe, des espèces en situation précaire en Estrie. Toutefois, la survie de ces espèces dépend de la qualité de l'eau et de la préservation de leurs habitats (Fondation de la faune du Québec et Union des producteurs agricoles, 2011).

Dans notre étude, on observe de grandes fluctuations des captures totales entre les sites et les habitats. La plantation de bandes a eu peu d'effet à court terme sur la faune aquatique. Parmi les ruisseaux étudiés, les portions en bandes riveraines ont des facteurs environnementaux qui ressemblent beaucoup plus à celles trouvées en champ ouvert, à l'exception de la quantité de lumière (pourcentage d'ouverture du couvert). Ceci est lié au passé agricole récent des ruisseaux sous les bandes, durant lequel les ruisseaux ont été modifiés physiquement par les activités agricoles (ex. sédiments) pour en faciliter les pratiques (ex. redressement, excavation, extraction des

obstructions (arbres morts)). De plus, lors du début de l'agriculture, tous les sols meubles contenant peu de roches furent défrichés, alors que ceux trop rocheux ne le furent pas, et c'est sur ce type de substrat que les dernières forêts en milieu agricole subsistent encore aujourd'hui. Toutefois, on peut constater qu'à court terme que l'effet des bandes de peupliers n'est pas négatif sur la faune aquatique. Car en tant que facteurs fauniques, il y a des ressemblances entre les ruisseaux se trouvant dans la forêt et dans la bande riveraine. Il faut noter que les cours d'eau à zones riveraines boisées présentent une plus grande richesse en espèces aquatiques et un pourcentage plus élevé d'organismes benthiques que les zones riveraines dénudées (Stauffer *et al.*, 2000 ; Wichert et Rapport, 1998). Toutefois, les drains agricoles à ciel ouvert et les fossés fournissent aussi un habitat nécessaire pour le maintien des populations de poissons indigènes. Ceci souligne bien les effets négatifs importants de « l'entretien » des fossés sur les populations de poissons (Stauffer *et al.*, 2000).

Dans notre étude, l'effet du site est plus important sur la faune aquatique que l'effet de l'habitat). Chaque site est différent de l'autre en termes de variables environnementales et de variables fauniques. Il y a un effet important de la qualité du ruisseau et de son eau sur la répartition et l'abondance de la faune aquatique. Le ruisseau de Magog peut être qualifié comme étant le meilleur (plus en santé) des ruisseaux étudiés. De plus, ce site contient le plus d'espèces de poissons et de macro-invertébrés sensibles à la pollution. La bande riveraine boisée ne suffit toutefois pas à préserver la biodiversité.

Planter des bandes riveraines de peupliers hybrides tout au long du ruisseau de Magog est une solution qui pourrait aider à réduire les impacts du milieu agricole adjacent et augmenter l'abondance de la truite brune (Bongard *et al.*, 2010). Mais ceci ne serait pas le cas à Bromptonville et à Roxton Falls, où les ruisseaux sont en mauvais état. Bien que les bandes riveraines aident à l'amélioration de la faune ichthyenne, nos résultats concordent avec ceux de Stephenson et Morin (2009), qui

ont trouvé que l'abondance des poissons n'était pas significativement altérée par la présence de forêt riveraine. De plus, Smiley *et al.* (2011) ont montré récemment que les communautés de poissons présentes dans les ruisseaux agricoles ne sont pas affectées par la présence de bande riveraine. D'après cette étude, le pourcentage de menés était plus élevé dans les zones agricoles sans bandes riveraines que dans les zones agricole à bandes riveraines (Smiley *et al.*, 2011).

Nous avons également observé ceci, faisant que l'abondance des petits cyprinidés (moins de 6 cm) est le seul effet « habitat » que nous avons détecté pour les poissons. En effet, ces petits cyprinidés (ou « menés ») étaient significativement plus abondants en milieu ouvert (tableau 3.3). Le fait que les trois milieux se trouvaient à proximité l'un de l'autre sur nos sites pourrait expliquer le peu de différence dans le nombre d'individus entre les milieux, car certaines espèces sont capables de se déplacer de plusieurs mètres durant la journée (Diana *et al.*, 2004).

Les zones tampons riveraines, boisées ou non, ne semblent pas être efficaces pour atténuer tous les impacts de la mauvaise qualité des cours d'eau. La restauration du ruisseau lui-même devrait aussi être incluse pour de meilleurs résultats. Planter des bandes riveraines ne suffit pas pour contrer ou changer les caractéristiques physiques des cours d'eau. Plusieurs autres aménagements seront nécessaires, tels que les aménagements de reprofilage, de seuils dissipatoires, de stabilisation de sorties de drain, d'avalaires, de bassins de captages, de risberme, etc.

Pour conclure, on peut citer trois facteurs explicatifs déterminants dans les résultats. Les portions de ruisseaux étudiées étant situées très près l'une de l'autre, et adjacentes dans l'espace, chaque partie du ruisseau est possiblement influencée par l'autre car il s'agit d'un système ouvert. Ceci implique que des restaurations partielles seront inefficaces. L'autre problème porte sur la taille de nos échantillons, les sites étant très hétérogènes, les habitats (ouvert, bande riveraine, forêt) sont faiblement répliqués (un seul habitat par site). Enfin, la

troisième limite importante au jeu de données renvoie à la longueur des bandes riveraines plantées. Si nous avons comparé des ruisseaux entièrement plantés de bande de 1 km de longueur, à des ruisseaux comparables non boisés sur une distance similaire, les résultats auraient été possiblement différents.

5. CONCLUSIONS

Cette étude représente l'un des rares efforts de caractérisation physique et biologique de petits ruisseaux en milieu agricole au Québec, dans un contexte de restauration écologique des berges. En fait, nous avons trouvé une seule autre étude semblable (COGESAF, 2011). La conclusion principale qui se dégage de notre étude est que l'effet du site fut le plus souvent le plus fort, indiquant que les trois ruisseaux étudiés étaient très différents. Toutefois avec le dispositif expérimental utilisé, ces trois ruisseaux étaient les seuls qui pouvaient être utilisés. Initialement, les bandes riveraines furent plantées (en 2003) le long de sept cours d'eau différents. Lors du début de notre étude (2011), seulement les trois ruisseaux étudiés permettaient de faire l'étude, car ailleurs la bande de peupliers hybrides avaient été en grande partie détruite par le cerf ou le castor, ou bien le ruisseau lui-même était impropre à la faune aquatique (fossé de drainage agricole, remaniement des berges dans le champ avoisinant). Un plus grand nombre de sites aurait peut être pu permettre la détection plus fréquente d'un effet habitat. De même, un plus grand choix de sites aurait aussi permis une sélection de sites à étudier plus semblables entre eux (ex. des ruisseaux de mêmes dimensions, débit, etc.), ce qui aurait sûrement aidé à obtenir de plus forts effets de l'habitat.

Un autre facteur important à considérer pour expliquer les résultats obtenus est la dimension des habitats, ou milieux étudiés. Les bandes riveraines n'ont que 90 m de longueur, et l'on peut se demander si une telle longueur est suffisante pour modifier les caractéristiques du milieu, et ainsi influencer la faune. La littérature semble indiquer qu'un milieu beaucoup plus grand, tel que 1 km de longueur, puisse être nécessaire. À cause de notre dispositif expérimental (plantation, champ ouvert, forêt), les distances entre les milieux étaient relativement faibles, parfois de l'ordre de 50 m ou moins. De plus, nos échantillons pour le milieu de bande riveraine provenaient de la longueur totale des bandes riveraines, soit 90 m, et le milieu ouvert se trouvait

immédiatement aux deux extrémités, sans zone tampon. Compte tenu du courant et de la mobilité des organismes, par nage ou par dérive, il est aisé de comprendre pourquoi les effets habitats sont faiblement ressortis. Pour une étude qui ne contient pas ce biais, il aurait fallu étudier plusieurs ruisseaux aux dimensions semblables, mais dont certains (trois ou plus) étaient entièrement en milieu ouvert sur plus de 1 km, certains étaient entièrement sous des bandes riveraines de plus de 1 km de longueur, et certains étaient entièrement sous des forêts sur plus de 1 km de longueur.

Il n'existe pas au Québec de ruisseaux qui ont des bandes riveraines d'arbres plantées matures sur plus de 1 km. De plus, les ruisseaux forestiers qui subsistent encore sont des habitats très rocheux ou accidentés. Les milieux agricoles ont été développés autrefois pour l'agriculture justement parce qu'ils renfermaient peu de roches et avaient une faible pente. Les bandes riveraines d'arbres plantées sont toujours plantées en milieu agricole. Les caractéristiques de ces ruisseaux sont donc forcément très semblables à celles de ruisseaux non plantées en milieu agricole. À cause de cela, il sera sans doute toujours très difficile de tester d'une meilleure façon l'effet réel des bandes riveraines plantées sur le milieu aquatiques et sa faune.

Malgré ces lacunes, notre étude a révélé une riche diversité de poissons dans les trois ruisseaux étudiés. Ainsi, 18 espèces de poissons furent capturées, incluant deux espèces désignées vulnérables au Québec (fouille-roche gris, mené d'herbe). Aussi, les facteurs environnementaux associés à la présence d'espèces intolérantes à la pollution, et indicatrices d'habitats propices, ont été identifiés. Ces connaissances pourront être mises à profit dans des travaux futurs de restauration physique des cours d'eau en milieu agricole, fortement malmenés dans le sud du Québec par les travaux de redressement et par l'installation de drains agricoles souterrains.

En effet, les activités agricoles sont largement responsables de la dégradation de l'habitat aquatique dans les petits cours d'eau. Toutefois, plusieurs actions peuvent

améliorer certaines conditions des cours d'eau et de la faune aquatique. Ceci inclus la construction de seuils, la construction d'abris (fosses et enrochements), le nettoyage des cours d'eau (enlèvement des matériaux dans le chenal ou bien sur la berge), la restauration de traverses de cours d'eau, le blocage des chenaux secondaires, la restauration des berges et des frayères. La restauration vise à rétablir les caractéristiques de l'habitat et les populations d'espèces à un état semblable à celui d'avant perturbation ou dégradation. On peut rarement atteindre un tel objectif, mais tout progrès vers son atteinte sera bénéfique. Ces techniques de restauration des petits cours d'eau servent à préserver la biodiversité et les habitats des poissons, tout en tenant compte des besoins particuliers de l'agriculture. Une étude effectuée par le biologiste Robert Hunt, dans le ruisseau Lawrence Creek au Wisconsin, montre que trois ans après les travaux de restauration, il y a eu une amélioration de la qualité de l'habitat physique des poissons. Cela a contribué à une augmentation de 57% de la biomasse de l'omble de fontaine sauvage âgée d'un an, et de 141% de la biomasse de l'omble de fontaine sauvage âgée de deux ans (Hunt, 1971 et 1992).

Il y a beaucoup de travail à faire pour restaurer les ruisseaux en milieu agricole au Québec. Une restauration physique sera nécessaire pour plusieurs ruisseaux. La présence de végétation riveraine formée d'arbres est également importante. Les bandes riveraines plantées de peupliers hybrides peuvent définitivement servir à restaurer ces bandes riveraines d'arbres. En effet, nos travaux n'ont identifié aucun effet négatif des bandes de peupliers hybrides sur la faune (vertébrés et invertébrés), ni sur les facteurs environnementaux. Nul ne peut argumenter que créer de l'ombre sur les ruisseaux agricoles ne sera pas bénéfique, ni que l'apport de litière de feuilles d'arbres ne sera pas bénéfique pour le benthos et toute la chaîne alimentaire. Toutefois, pour en arriver à montrer des effets positifs des bandes d'arbres, ces dernières devront vraisemblablement border les ruisseaux sur de plus grandes distances que celles utilisées dans la présente étude.

APPENDICE A

Abondance d'espèces de poissons et de salamandre à deux lignes dans chacun des habitats et des sites (total des deux sessions de capture). R : Roxton Falls ; M : Magog ; B : Bromptonville ; O : habitat ouvert ; P : habitat de bande riveraine de peuplier hybride ; F : habitat de forêt.

Famille	Espèce	RO	RP	RF	MO	MP	MF	BO	BP	Total
Cyprinidae	<i>Rhinichthys atratulus</i>	7	8	37	467	294	334	19	1	1167
Cyprinidae	<i>Rhinichthys cataractae</i>						1			1
Cyprinidae	<i>Semotilus atromaculatus</i>	14	86	80	47	35	24	242	67	595
Cyprinidae	<i>Notemigonus crysoleucas</i>				1			1		2
Cyprinidae	<i>Phoxinus eos</i>							16	41	57
Cyprinidae	<i>Notropis bifrenatus</i>							1		1
Cyprinidae	<i>Notropis heterodon</i>							1		1
Cyprinidae	Cyprinidae spp.	251	142	120	175			84	2	774
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>					19	7	20		46
Centrarchidae	<i>Micropterus dolomieu</i>							52		52
Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i>					5	5			10
Percidae	<i>Etheostoma nigrum</i>				10					10
Percidae	<i>Percina copelandi</i>				1					1
Percidae	<i>Perca flavescens</i>							1		1
Catostomidae	<i>Catostomus commersonii</i>				50	17	16	101	20	204
Gasterosteidae	<i>Culaea inconstans</i>							12		12
Umbridae	<i>Umbra limi</i>							1		1
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>				4		1			5
Plethodontidae	<i>Eurycea bislineata</i>	0	0	16	94	20	110	101	21	362

APPENDICE B

Abondance des taxons de macro-invertébrés benthiques dans chacun des sites et des habitats.

R : Roxton Falls ; M : Magog ; B : Bromptonville ; O : habitat ouvert ; P : habitat de bande
riveraine de peuplier hybride ; F: habitat de forêt.

Classe	Ordre	Famille	RO	RP	RF	MO	MP	MF	BO	BP
Insecta	Odonata	Libellulidae	5	4		1	1	2		
Insecta	Trichoptera	Limnephilidae	8	44	5					
Insecta	Trichoptera	Hydropsychidés				5	3	2	1	
Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae				2	8	14		
Insecta	Trichoptera	Molannidae	1	1	5		5			
Insecta	Ephemeroptera	Groupe 1.2						13		
Insecta	Ephemeroptera	Ephemerellida							3	
Insecta	Ephemeroptera	Non identifié	2	4		2				
Insecta	Coleoptera	Haliplidae			2			2		
Insecta	Coleoptera	Psephenidae					1	1		
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae							3	
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae larve							5	
Insecta	Coleoptera	Groupe 4.2	6				9			
Insecta	Diptera	Tipulidae			4	6	5	2		
Insecta	Diptera	Non identifié						14		1
Insecta	Plecoptera	Perlidae				31	12	18		
Insecta	Plecoptera	Groupe 3.1				4				
Insecta	Plecoptera	Non identifié	4		4		14	7		6
Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeida				2		1	1	1
Gastropoda	Basommatophora	Physidae	1							2
Oligochaeta				2	3				91	5
Nematoda						10				
Crustacea	Decapoda	Cambaridae				34	14	4	75	39

Note: le groupe 1.2 se compose des taxons suivants: Ameletidae, Siphonuridae, Baetidae et Metretopodidae. Le groupe 3.1 se compose des taxons suivants: Perlodidae, Capniidae, Chloroperlidae, Leuctridae, Nemouridae et Taeniopterygidae. Le groupe 4.2 se compose des taxons suivants: Elmidae, Dryopidae, Hydrophilidae

APPENDICE C

Composition en classes de substrats du fond des ruisseaux de chacun des habitats et des sites.

R : Roxton Falls ; M : Magog ; B : Bromptonville ; O : habitat ouvert ; P : habitat de bande riveraine de peuplier hybride ; F: habitat de forêt.

	Substrat fin (0 - 2 mm)	Gravier (2 – 50 mm)	Petites roches (5 – 20 cm)	Roches moyennes (20 – 50 cm)	Grosses roches (>50 cm)
RO	53	47	0	0	0
RP	71	24	4	1	0
RF	7	20	30	25	18
MO	3,5	39,5	27	23	7
MP	5	39	34	16	6
MF	10	14	24,5	22	29,5
BO	5	55	30	7	3
BP	6	20	21	44	8

Note: Les données sont des moyennes de pourcentage de recouvrement du fond en 5 endroits par habitat (5 x 2m de longueur de ruisseau).

APPENDICE D

Nom scientifiques et communs des poissons et salamandre aquatique

Nom scientifique	Nom commun
<i>Catostomus commersonii</i>	meunier noir
<i>Culaea inconstans</i>	épinoche à cinq épines
<i>Cyprinidae</i> spp.	Cyprinidés spp.
<i>Etheostoma nigrum</i>	raseux-de-terre noir
<i>Lepomis gibbosus</i>	crapet-soleil
<i>Micropterus dolomieu</i>	achigan à petite bouche
<i>Micropterus salmoides</i>	achigan à grande bouche
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	mené jaune
<i>Notropis bifrenatus</i>	mené d'herbe
<i>Notropis heterodon</i>	menton noir
<i>Perca flavescens</i>	perchaude
<i>Percina copelandi</i>	fouille-roche gris
<i>Phoxinus eos</i>	ventre rouge du nord
<i>Rhinichthys atratulus</i>	naseux noir de l'est
<i>Rhinichthys cataractae</i>	naseux des rapides
<i>Salmo trutta</i>	truite brune
<i>Semotilus atromaculatus</i>	mulet à cornes
<i>Umbra limi</i>	ombre de vase
<i>Eurycea bislineata</i>	salamandre à deux lignes

APPENDICE E

Noms scientifiques et communs des macro-invertébrés benthiques

Nom commun	Nom scientifique
Libellulidés	<i>Libellulidae</i>
Limnéphilidés	<i>Limnephilidae</i>
Hydropsychidés	<i>Hydropsychidae</i>
Glossosomatidés	<i>Glossosomatidae</i>
Molannidés	<i>Molannidae</i>
Ephemerellidés	<i>Ephemerellidae</i>
Haliplidés	<i>Haliplidae</i>
Psephenidés	<i>Psephenidae</i>
Dytiscidés	<i>Dytiscidae</i>
Larves de Dytiscidés	<i>Dytiscidae</i> (larves)
Tipulidés	<i>Tipulidae</i>
Perlidés	<i>Perlidae</i>
Lymneidés	<i>Lymnaeidae</i>
Physidés	<i>Physidae</i>
Cambaridés (écrevisse sp.)	<i>Cambaridae</i>

APPENDICE F

IBGN et qualité de l'eau.

Cet indice a été calculé avec l'abondance d'un groupe formé de quatre familles de plécoptères très sensibles à la pollution. Leur présence en grand nombre indique une eau bien oxygénée et de très bonne qualité. RO: habitat ouvert à Roxton-Falls, RBR: habitat en bande riveraine à Roxton-Falls, RF: habitat en forêt à Roxton-falls, MO: habitat ouvert à Magog, MBR: habitat en bande riveraine à Magog, MF: habitat en forêt à Magog, BO: habitat ouvert à Bromptonville, BBR: habitat en bande riveraine à Bromptonville. X= aucune donnée. Indice : >17 très bonne qualité de l'eau, 13-16 bonne qualité de l'eau, 9-12 moyenne qualité de l'eau, 5-8 médiocre qualité de l'eau, <4 mauvaise qualité de l'eau.

Groupe de taxons	RO	RBR	RF	MO	MBR	MF	BO	BBR
Chloroperlidae, Perlidae, Perlodidae et Taeniopterygidae	9	X	9	18	16	16	X	10

RÉFÉRENCES

- AFNOR. 2004. « Qualité écologique des milieux aquatiques. Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Norme homologuée T 90-350 ». *Association française de normalisation*.
- Allan, J. D. 2004. «Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems». *Annu. Rev. Environ. Resour.*, vol. 35, p. 257-284.
- Anbumozhi, V., J. Radhakrishnan et E. Yamaji. 2005. «Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations». *Ecological Engineering*, vol. 24, no 5, p. 517-523.
- Baker, J.L., et S.K. Mickelson. 1994. «Application Technology and Best Management Practices for Minimizing Herbicide Runoff». *Weed Technology*, vol. 8, no 4, p. 862-869.
- Barr, G. E., et K. J. Babbitt. 2002. «Effects of biotic and abiotic factors on the distribution and abundance of larval two-lined salamanders (*Eurycea bislineata*) across spatial scales». *Oecologia*, vol. 133, no 2, p. 176-185.
- Barton, D. R., et J. L. Metcalfe-Smith. 1992. «A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 21, no 3, p. 225-244.
- Beaumont, W.R.C, A.A.L. Taylor, M.J. Lee et J.S. Welton. 2002. Guidelines for Electric Fishing Best Practice. Environment Agency Technical Report. W2054/TR: 179 p.
- Beisel, J. N., P. Usseglio-Polatera, S. Thomas et J. C. Moreteau. 1998. «Effect of sampling on benthic macroinvertebrate assemblages in assessment of biological quality of running water». *Annales de Limnologie*, vol. 34, no 4, p. 445-454.
- Belt, G.H., J. O'Laughlin et T. Merrill. 1992. «Design of forest riparian buffer strips for the protection of water quality: analysis of scientific literature». *Forest, Wildlife and Range Policy Analysis Group report No.8*.

- Bereswill, R., B. Golla, M. Strelake et R. Schulz. 2012. «Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 146, no 1, p. 81-92.
- Bernatchez, L., et M. Giroux. 2000. *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada*.: Éditions Broquet Inc., 350 p.
- Berryman, D. 2008. État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Yamaska : faits saillants 2004-2006. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs. Québec: 22 p.
- Bongard, P., G. Wyatt et B. Nerbonne 2010. Riparian Forest Buffers for Trout Habitat Improvement. Department of Forest Resources Minnesota Department of Natural Resources and Ken Brooks, University of Minnesota. Dakota County: 25 p.
- Burnett, K. M. 2001. *Relationships Among Juvenile Anadromous Salmonids, Their Freshwater Habitat, and Landscape Characteristics Over Multiple Years and Spatial Scales in the Elk River, Oregon*. Coll. «Fisheries Science». University Corvallis, 448 p.
- Campbell Grant, E. H., R. E. Jung et K. C. Rice. 2005. «Stream salamander species richness and abundance in relation to environmental factors in Shenandoah National Park, Virginia». *American Midland Naturalist*, vol. 153, no 2, p. 348-356.
- Carreiro-Silva, M., W. E. Kiene, S. Golubic et T. R. McClanahan. 2012. «Phosphorus and nitrogen effects on microbial endolithic communities and their bioerosion rates». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, Issue 3, Pages 602–613.
- CBJC 2006. Conservation, restauration et mise en valeur des ruisseaux Eau froide, Pageau et ruisseau du Domaine Joé Juneau. rapport final: 7 p.
- CERFO 2006. Synthèse écologique pour la forêt privée de l'Estrie, un préalable indispensable à la réalisation d'un guide sylvicole, Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier. volet II: 133 p.
- Clary, W.P., et E.D. McArthur. 1992. *Proceedings-Symposium on Ecology and Management of Riparian Shrub Communities: Sun Valley, ID, May 29-31, 1991*. Ogden, UT: Intermountain Research Station, Forest Service, U.S. Dept. of Agriculture, 232 p.

- COGESAF 2011. Échantillonnage des communautés de poissons 2010. Projet : ruisseaux Brook , Cordon, Racey et Veillette. Sherbrook, MAPAQ: 53 p.
- Collins, K. E., C. Doscher, H. G. Rennie et J. G. Ross. 2012. «The Effectiveness of Riparian 'Restoration' on Water Quality-A Case Study of Lowland Streams in Canterbury, New Zealand». *Restoration Ecology*, no doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00859.x.
- Cross, D. G., et B. Stott. 1975. «The effect of electric fishing on the subsequent capture of fish». *Journal of Fish Biology*, vol. 7, no 3, p. 349-357.
- CRRNT, (Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire) 2010. Portrait et enjeux biophysique de l'Estrie. Plan de développement intégré des ressources naturelles et du territoire (PRDIRT) de l'Estrie: 44 p.
- Davis, J.C. 1975. «Minimal Dissolved Oxygen Requirements of Aquatic Life with Emphasis on Canadian Species: a Review». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 32, no 12, p. 2295-2332.
- Diana, J. S., J. P. Hudson et R. D. Clark Jr. 2004. «Movement Patterns of Large Brown Trout in the Mainstream Au Sable River, Michigan». *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 133, no 1, p. 34-44.
- Dubé, J., et J-F. Desroches 2007. Les écrevisses du Québec, biologie, identification et répartition géographique. Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie. Longueuil, Bibliothèque nationale du Québec: 51 p.
- Edmondson, W.T., et G.G. Vinberg. 1971. «A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters». *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, vol. 57, Issue 4, pages 671-672.
- Environnement Canada. 2012. «Normales et moyennes climatiques au Canada 1971-2000, Sherbrooke, Québec». Archives nationales d'information et de données climatologiques, En ligne www.climate.weatheroffice.gc.ca.
- Équipe de rétablissement des cyprinidés et des petits percides 2012. Plan de rétablissement du méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) au Québec 2012-2017. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Québec, : 34 p.

- Équipe de rétablissement du fouille-roche gris 2001. Plan de rétablissement du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Québec. Direction du développement de la faune. Société de la faune et des parcs du Québec: 34 p.
- FAPAQ 2002. Rapport sur les impacts de la production porcine sur la faune et ses habitats. Vice-présidence au développement et à l'aménagement de la faune. Québec: 72 p.
- Fondation de la faune du Québec, et Union des producteurs agricoles. 2011. «Manuel d'accompagnement pour la mise en valeur de la biodiversité des cours d'eau en milieu agricole». 122 p.
- Fortier, J. 2010. «Peuplier hybride en zone riveraine agricole: production de bois, séquestration des nutriments et du carbone, et effet sur la diversité végétale». Thèse de doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal.
- Fortier, J., D. Gagnon, B. Truax et F. Lambert. 2010a. «Biomass and volume yield after 6 years in multiclonal hybrid poplar riparian buffer strips». *Biomass and Bioenergy*, vol. 34, no 7, p. 1028-1040.
- Fortier, J., D. Gagnon, B. Truax et F. Lambert. 2010b. «Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips». *Agriculture, Ecosystems and Environment* vol. 137, p. 276-287.
- Fortier, J., D. Gagnon, B. Truax et F. Lambert. 2011. «Understory plant diversity and biomass in hybrid poplar riparian buffer strips in pastures». *New Forests* vol. 42, p. 241-265.
- Fortier, J., B. Truax et D. Gagnon. 2008. Peuplier hybride en zone riveraine; Améliorer l'agroenvironnement tout en produisant du bois. Brochure d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de l'environnement et de l'administration du rétablissement agricole des prairies: 12 p.
- Frazer, G. W., R. A. Fournier, J. A. Trofymow et R. J. Hall. 2001. «A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission». *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 109, no 4, p. 249-263.

- Friberg, N., J. Skriver, S. E. Larsen, M. L. Pedersen et A. Buffagni. 2010. «Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication». *Freshwater Biology*, vol. 55, no 7, p. 1405-1419.
- Gammon, J. 1993. *Effects of agriculture on stream fauna in central Indiana*. Greencastle, USA, 5 p.
- Gangbazo, G., et E. Gagnon 2007. Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives. Direction des politiques de l'eau, de l'Environnement et des Parcs Ministère du Développement durable. Québec: 17 p.
- Gao, H. 1994. «Determination of DO in environmental water by primary-secondary wavelengths spectrophotometry». *Shiyou Huagong/ Petrochemical Technology*, vol. 23, no 8, p. 536-543.
- Goaziou, Y. 2004. Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macroinvertébrés benthiques – rapport de stage. Direction du suivi de l'état de l'environnement. ministère de l'Environnement. Québec, Envirodoq no ENV/2004/0158: 37 p.
- Gosselin, J. 2007. Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 2c - Côteaux de l'Estrie. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.
- Grabarkiewicz, J., et W. Davis. 2008. An introduction to freshwater fishes as biological indicators. Office of Environmental Information EPA-260-R-08-016. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- Grant, I.F., et C.C.D. Tingle. 2002. *Ecological Monitoring Methods for the Assessment of Pesticide Impact in the Tropics*. Chatham, Royaume-Uni: Natural Resources Institute, 288 p.
- Hartley, W. G. 1975. «Electrical Fishing Apparatus and its Safety». *Aquaculture Research*, vol. 6, no 3, p. 73-77.
- Hébert, S, et S Légaré. 2000. «Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement». *Envirodoq*, vol. no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes.

- Hunt, R.L. 1971. Responses of a brook trout population to habitat development in Lawrence Creek. Wisconsin Department of Natural Resources. Technical bulletin: 48 p.
- Hunt, R.L. 1992. *Evaluation of Trout Habitat Improvement Structures in Three High-Gradient Streams in Wisconsin*. Coll. «Wisconsin. Dept. of Natural Resources»: Department of Natural Resources, 40 p.
- Hylander, K., B. G. Jonsson et C. Nilsson. 2002. «Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators». *Ecological Applications*, vol. 12, no 3, p. 797-806.
- Jaensson, A., A. P. Scott, A. Moore, H. Kylin et K. H. Olsén. 2007. «Effects of a pyrethroid pesticide on endocrine responses to female odours and reproductive behaviour in male of brown trout (*Salmo trutta*)». *Aquatic Toxicology*, vol. 81, no 1, p. 1-9.
- Järvenpää, M., et K. Lindström. 2011. «Algal blooms decrease care but increase egg survival in a fish with paternal care». *Behavioral Ecology and Sociobiology*, vol. 65, no 11, p. 2023-2028.
- Johnson, B.L., et C.A. Jennings. 1998. «Habitat Associations of Small Fishes around Islands in the Upper Mississippi River». *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 18, no 2, p. 327-336.
- Kennedy, G. J. A., et C. D. Strange. 1981. «Efficiency of Electric Fishing for Salmonids in Relation to River Width». *Aquaculture Research*, vol. 12, no 2, p. 55-60.
- Lapointe, M. 1997. Rapport sur la situation du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Québec. Direction de la faune et des habitats Ministère de l'Environnement et de la Faune. Québec: 55 p.
- Legendre, P., et E. D. Gallagher. 2001. «Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data». *Oecologia*, vol. 129, no 2, p. 271-280.
- Lyons, J., S.W Thimble et L.K Paine. 2000. «Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central north America». *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 36, no 4, p. 919-930.
- McDowell, W.H., et T. Wood. 1984. «Podzolization: Soil Processes Control Dissolved Organic Carbon Concentrations in Stream Water». *Soil Science*, vol. 137, no 1, p. 23-32.

- Moisan, J., et L. Pelletier 2008. Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs: 86 p
- Moriasi, D. N., J. L. Steiner et J. G. Arnold. 2011. «Sediment measurement and transport modeling: Impact of riparian and filter strip buffers». *Journal of Environmental Quality*, vol. 40, no 3, p. 807-814.
- MRNF. Liste des espèces désignées menacées ou vulnérables au Québec. <http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/liste.asp> (page consultée le 20 août 2012).
- MRNF 1995. Qualité de l'eau en milieu agricole: la culture du maïs et les pesticides. Direction des écosystèmes aquatiques: 8 p.
- MRNF 2007. Démarche vers une gestion intégrée des ressources en milieu agricole : Portrait et enjeux. Direction générale du développement et de l'aménagement de la faune. Secteur Faune. Québec
- Organisme de bassin versant du Saguenay 2012. Caractérisation des bandes riveraines et du littoral du lac des Bleuets 2011 Saguenay Rapport technique préparé pour la Ville de Saguenay, 24 p.
- Osborne, L.L., et D.A. Kovacic. 1993. «Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management». *Freshwater Biology*, vol. 29, no 2, p. 243-258.
- Ouellet, M., et C. Leheurteux 2007. Principes de conservation et d'aménagement des habitats des amphibiens : revue de littérature et recommandations suggérées pour la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*). Direction du développement de la faune Amphibia-Nature et ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Québec: 52 p.
- Painchaud, J. 1997. La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances. Direction des écosystèmes aquatiques ministère de l'Environnement et de la Faune. Québec: 58 p.
- Paquet, B., R. Lafond et M. Letendre. 2004. «La conservation des habitats fauniques en milieu agricole. Participation de la Société de la faune et des parcs du Québec à la Commission sur le développement durable de la production porcine ». *Naturaliste canadien*, vol. 128-1, p. 82-90.

- Peckarsky, B.L., B. L. Fraissinet, P. , M. A. Penton et .D. J. Conklin Jr. 1990. *Freshwater macroinvertebrates of northeastern North America*. Ithaca, NY: Comstock Pub. Associates, 442 p.
- Peterjohn, W. T., et D. L. Correll. 1984. «Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of A Riparian Forest». *Ecology*, vol. 65, no 5, p. 1466-1475.
- Platts, W.S. 1979. «Livestock grazing and riparian/stream ecosystems: an overview». *Trout Unlimited, Inc.*, vol. 3-4, p. 94.
- Pourriot, R., et M. Meybeck. 1995. *Limnologie générale*. Paris: Masson, 956 p.
- Prince, A., et C. Powell. 2000. «Clove Oil as an Anesthetic for Invasive Field Procedures on Adult Rainbow Trout». *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 20, no 4, p. 1029-1032.
- PSC, Professional Safety Committee 2008. Fisheries safety handbook. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, USA.
- Robitaille, J. 2005. Rapport sur la situation du méné d'herbe (*Notropis bifrenatus*) au Québec. Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie.: 18 p.
- Roth, J.A., B.W. Menzel et C.L. Pierce. 2005. «An integrated immunological-GIS approach for bio-monitoring of ecological impacts of swine manure pollutants in streams». *Iowa cooperative fish and wildlife research unit*.
- Roy, A., B. Freeman et M. C. Freeman. 2007. «Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams». *Landscape Ecology*, vol. 22, no 3, p. 385-402.
- Roy, L. . 2002. «Les impacts environnementaux de l'agriculture sur le Saint-Laurent». *Le Naturaliste canadien*, vol. 126, no 1, p. 67-77.
- Sanchez, W., W. Sremski, B. Piccini, O. Palluel, E. Maillot-Maréchal, S. Betoulle, A. Jaffal, S. Aït-Aïssa, F. Brion, E. Thybaud, N. Hinfrey et J. M. Porcher. 2011. «Adverse effects in wild fish living downstream from pharmaceutical manufacture discharges». *Environment International*, vol. 37, no 8, p. 1342-1348.

- Schindler, D., et M. Turner. 1982. «Biological, chemical and physical responses of lakes to experimental acidification». *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 18, no 1, p. 259-271.
- Schultz, H. 1983. «Guidelines for Sampling Fish in Inland Waters». *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, vol. 68, no 1, p. 150-151.
- Scott, W. B., et E. J. Crossman. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Coll. «Fisheries Research Board of Canada Bulletin»: Gordon Soules Book Pub, 966 p.
- Simoneau, M. 2004. Qualité des eaux du lac Memphrémagog, 1996-2002. Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2004/0265 Ministère de l'Environnement, Québec, rapport no QE/149, 17 p.
- Smiley, P. C., K. W. King et N. R. Fausey. 2011. «Influence of herbaceous riparian buffers on physical habitat, water chemistry, and stream communities within channelized agricultural headwater streams». *Ecological Engineering*, vol. 37, no 9, p. 1314-1323.
- Smythe-Wright, D., R. Paylor et S. E. Holley. 1992. «Chemical tracer studies at IOSDL - 3. The measurement of silicate, nitrate and phosphate in seawater». *Report - UK Natural Environment Research Council, Institute of Oceanographic Sciences*, vol. 302.
- Stauffer, J.C, R.M Goldstein et R.M Newman. 2000. «Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57, no 2, p. 307-316.
- Stephenson, J. M., et A. Morin. 2009. «Covariation of stream community structure and biomass of algae, invertebrates and fish with forest cover at multiple spatial scales». *Freshwater Biology*, vol. 54, no 10, p. 2139-2154.
- Sweeney, B. W., T. L. Bott, J. K. Jackson, L. A. Kaplan, J. D. Newbold, L. J. Standley, W. C. Hession et R. J. Horwitz. 2004. «Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 101, no 39, p. 14132-14137.
- Tellier, J-M. 2010. «L'agriculture nuit-elle aux salmonidés en Estrie?». Essai, Sherbrooke, Québec, Canada, Centre universitaire de formation de l'environnement, Université de Sherbrooke, 77 p.

- Thompson, R. M., N. R. Phillips et C. R. Townsend. 2009. «Biological consequences of clear-cut logging around streams-Moderating effects of management». *Forest Ecology and Management*, vol. 257, no 3, p. 931-940.
- Trencia, G. 1986. L'habitat du poisson et la canalisation des cours d'eau à des fins agricoles. de la Chasse et de la pêche Ministère du Loisir. Québec: 39 p
- Turmel, M. C., J. M. L. Turgeon, B. Cloutier-Hurteau et F. Courchesne. 2005. «Seasonal variations of the transport of dissolved organic carbon in the intermittent stream draining the Hermine headwater catchment on the Canadian Shield». *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 18, no 3, p. 353-380.
- Vanden Bossche, J. P., et P. Usseglio-Polatera. 2005. «Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities». *Hydrobiologia*, vol. 551, no 1, p. 253-271.
- Violette, N. L., D. Fournier, P. Dumont et Y. Mailhot 2003. Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune.
- Walser, C. A., et H. L. Bart 1999. «Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System». *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 8, no 4, p. 237-246.
- Wang, B., et L. Yang. 2006. «Comparison of quantitative and semiquantitative sampling methods for stream benthic macroinvertebrates». *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, vol. 12, no 5, p. 719-721.
- Weber, C.I. 1973. *Biological Field and Laboratory Methods for Measuring the Quality of Surface Waters and Effluents*: National Environmental Research Center, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, 186 p.
- Weiss, A., et S. P. Clark. 2011. «Flow characteristics near large roughness elements in corrugated culverts». In *Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering 2011*, sous la dir. de University of Manitoba Department of Civil Engineering, Winnipeg, MB, Canada, p. 3038-3046.

Wetzel, R.G., et G.E. Likens. 2000. *Limnological analyses*: Springer-Verlag New York, 429 p.

Wichert, G. A., et D. J. Rapport. 1998. «Fish Community Structure as a Measure of Degradation and Rehabilitation of Riparian Systems in an Agricultural Drainage Basin». *Environmental Management*, vol. 22, no 3, p. 425-443.